

Titre: Suivi en continu de la qualité de l'eau dans les réseaux de distribution: validation en laboratoire et terrain de sonde de mesure en continu multi-paramétriques
Title:

Auteur: Julien Durand
Author:

Date: 2016

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Durand, J. (2016). Suivi en continu de la qualité de l'eau dans les réseaux de distribution: validation en laboratoire et terrain de sonde de mesure en continu multi-paramétriques [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/2419/>
Citation:

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/2419/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Michèle Prévost
Advisors:

Programme: Génie civil
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

SUIVI EN CONTINU DE LA QUALITÉ DE L'EAU DANS LES RÉSEAUX DE
DISTRIBUTION : VALIDATION EN LABORATOIRE ET TERRAIN DE SONDE DE
MESURE EN CONTINU MULTI-PARAMÉTRIQUES

JULIEN DURAND

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)

DÉCEMBRE 2016

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

SUIVI EN CONTINU DE LA QUALITÉ DE L'EAU DANS LES RÉSEAUX DE
DISTRIBUTION : VALIDATION EN LABORATOIRE ET TERRAIN DE SONDE DE
MESURE EN CONTINU MULTI-PARAMÉTRIQUES

présenté par : DURAND Julien

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Mme DORNER Sarah, Ph. D., présidente

Mme PRÉVOST Michèle, Ph. D., membre et directrice de recherche

M. LAMARRE Jean, B.Ing., membre

REMERCIEMENTS

En premier lieu, j'aimerais remercier ma directrice de recherche, Mme Michèle Prévost, professeure et titulaire de la *CICEP* pour l'opportunité d'effectuer ma maîtrise sous sa supervision. Ses connaissances et son expérience dans le domaine de l'eau potable ont été essentielles pour la réalisation de ce projet de recherche. De plus, je tiens à remercier Elise Deshommes pour son aide et ses conseils précieux qui ont été d'une grande aide. Le support fourni lors de la période sabbatique de Mme Prévost et tout au long de ce projet est grandement apprécié.

En second lieu, je voudrais remercier tout le personnel de la *CICEP* et du *CREDEAU* qui a toujours été disponible pour m'aider dans mes essais en laboratoire et sur le terrain. J'aimerais remercier spécialement Yves Fontaine et Mireille Blais pour leur aide précieuse pour la confection du pilote en laboratoire et des équipements pour le déploiement des sondes sur les réseaux de distribution ainsi que pour les diverses analyses nécessaires pour la réalisation de ce projet.

Ce projet n'aurait pu avoir lieu sans l'aide de M. Dufort et de Mme Sicard de la ville de Laval ainsi que M. Lamarre et M. Jourbert de la ville de Montréal. De plus, le soutien technique de Mme Maurel et M. Lemoine de *VEOLIA WATER* s'est avéré très précieux. Ces derniers ont été essentiels pour la validation des sondes sur le terrain.

Pour finir, je tiens à remercier mes collègues et amis à la maîtrise, Catherine, Laura, Laura-Delly, Philippe et Inès pour leur support moral tout au long de ce projet.

RÉSUMÉ

Le maintien de la qualité de l'eau dans le système de distribution est un défi majeur pour les municipalités. La qualité de l'eau peut facilement être vérifiée à l'aide de capteurs en continu à l'usine de traitement, dans les réservoirs, et à certains endroits sur le réseau au niveau de conduites principales d'aqueduc (chambre de rechloration). Cependant, les facteurs affectant la qualité de l'eau interviennent surtout au niveau des conduites secondaires. Par exemple, les temps de stagnation élevés, les faibles vitesses d'écoulement, la contamination externe et les événements de basse pression peuvent détériorer la qualité de l'eau dans le réseau secondaire. L'installation d'équipement de suivi en continu sur le réseau secondaire présente des défis considérables pour les équipements traditionnels qui sont typiquement déployés dans des bâtiments. En effet, le nombre de sites permettant leur installation est limité et la construction de chambres de vannes drainées et alimentées en électricité sur le réseau secondaire est coûteuse. Les sites potentiels sur le réseau secondaires sont typiquement des chambres de taille réduite, non drainées et sans alimentation électrique. De plus, l'accès à ces chambres de vannes est souvent assez difficile, particulièrement pendant la période hivernale. C'est pourquoi des dispositifs de mesure multi-paramètres en continu autonomes (entretien peu fréquent) et de petite taille sont intéressants pour le suivi de la qualité de l'eau dans un réseau secondaire. Un nouveau dispositif de sonde multi-paramètres, installé en insertion dans les conduites et capable d'une autonomie de longue durée a été développé en Europe. Ces nouvelles sondes ont déjà été déployées avec succès dans plusieurs villes européennes, surtout dans le cadre d'efforts de sécurisation de réseaux de distribution. Ces premiers déploiements ont aussi montré leur haut potentiel pour la gestion de la qualité de l'eau en continu en raison de leur capacité à détecter des problèmes courants d'exploitation qui peuvent mener à des détériorations de qualité (bris, mélanges d'eau, etc.).

L'objectif principal de cette étude est de valider la fiabilité et le potentiel d'application de ces sondes multi-paramètres pour des applications de suivi de la qualité de l'eau dans les réseaux de distribution nord-américains. Dans ce cadre, une plus grande importance a été donnée à l'évaluation des concentrations résiduelles de désinfectant, particulièrement la transformation de la mesure de chlore actif en chlore résiduel libre qui est le paramètre réglementé en Amérique du Nord.

Des essais en laboratoire ont été réalisés pour évaluer la fiabilité des capteurs de la sonde multi-paramétrique (*KAPTA 3000-AC4*) pour mesurer le chlore actif, la pression, la température, la conductivité, et déterminer la répétabilité inter-sondes des mesures. Ces essais ont été menés en utilisant un système de boucle de recirculation. Trois paramètres influençant les mesures de chlore ont été considérés : le pH de 6,5 à 8,5, les concentrations de chlore libre (0,1 à 1 mg/L) et la température (6°C et 22°C). L'impact des variations de la vitesse d'écoulement et de la pression a également été étudié. De plus, des essais de dégradation transitoire de la qualité de l'eau (eau rouge) ont été réalisés afin de valider la fiabilité des données recueillies dans ces conditions.

En parallèle, cinq (5) sondes ont été déployées en dérivation à l'échelle du réseau de distribution pour une durée de 4 à 6 mois au printemps 2016 afin de tester leur robustesse en conditions réelles d'application et la stabilité à long terme des données. Trois sondes ont été installées à des endroits clés dans un réseau de distribution dans le cadre d'un changement de source d'approvisionnement en eau (pH 8,0; alcalinité 80 mg CaCO₃/L). Les deux autres sondes ont été installées sur un réseau présentant une qualité d'eau différente (pH 7,4; alcalinité 40 mg CaCO₃/L). Les données recueillies par les sondes ont été comparées aux mesures des équipements de suivi en place.

Les essais en laboratoire ont démontré que les données recueillies par les sondes KAPTA 3000-AC4 sont reproductibles. De plus, ces essais ont permis de quantifier l'erreur associée avec l'utilisation de l'équation de transformation du chlore actif (HOCl) en chlore libre, et ce dans différentes conditions de pH, de température et de concentration de chlore libre. Ainsi, l'erreur absolue (différence absolue entre les lectures par spectrométrie DPD et les concentrations en chlore libre après conversion) varie de 0,06 à 0,13 mg/L en fonction de la température et de la concentration en chlore libre de l'eau. De plus, lorsque les débits sont inférieurs à 0,03 m/s, les lectures de chlore libre pourraient être sous-estimées jusqu'à 0,6 mg/L, limitant l'utilisation des sondes dans les zones à faible écoulement (cul-de-sac). Les essais en eau rouge permettent de conclure que la présence de fer total dans les gammes de concentrations testées n'a pas d'influence sur la précision des lectures prises par la sonde, et ce même pour des concentrations supérieures à 50 fois la norme esthétique recommandée de 0,3 mg/L.

Les essais terrains (printemps-été 2016) ont démontré la validité des données prises par les sondes pour la période de 6 mois testée. En effet, les résultats ne montrent aucune indication de dérivation des paramètres mesurés par les sondes (chlore actif, conductivité et température). De plus, l'erreur

commise par les équations de transformation et de compensation du chlore a été quantifiée en comparant les lectures des sondes aux données de références prises par les équipements de mesure en continu présents sur le réseau de distribution. Les erreurs calculées sont comparables à celles mesurées au laboratoire malgré les conditions dynamiques de qualité physico-chimiques de l'eau. Le suivi de la température sur le réseau a aussi permis de valider les lectures prises par les sondes *KAPTATM*. L'erreur médiane commise lors de la collecte des valeurs de température par les sondes varie majoritairement entre 1 et 1,5 °C. Ceci représente un enjeu important puisque la température influence directement la conversion du chlore actif en chlore libre en raison de son impact la constante d'équilibre du chlore (pKa). Cette erreur de lecture de température apparemment modeste est un facteur important d'erreur lors de la conversion du chlore actif en chlore libre.

ABSTRACT

Maintaining water quality in the distribution system (DS) is a major challenge for utilities. Water quality can easily be monitored using on-line sensors at the water treatment plant, in the reservoirs and water main. However, the deterioration of water quality would mainly occur in secondary lines of the DS. These factors include long stagnation times, low flow rates, external contamination and low pressure events. Installing on-line monitoring on smaller mains is a challenge for typical equipment used by utilities which are typically deployed in buildings. Indeed, relevant sites for water quality monitoring on secondary lines are typically small chamber valves with restricted access, no electricity and no drain. Moreover, the access to these chamber valves is limited especially during the winter period. For these reasons, small and autonomous multi-parameter probes are interesting to monitor water quality in smaller mains. A new multi-parameter probe device installed in insertion into the pipe and with a long autonomy operation has been developed in Europe. These probes have already been deployed with success in several European cities, in the framework of efforts for securing the distribution network. These deployments have also shown the benefits of the probes for online water quality management and their ability to detect typical operational problems which may lead to the deterioration of water quality.

The main objective of this study is to validate the reliability of new inserted multi-parameter probes for DS applications and their potential of deployment in North-American DS. In this framework, the project focuses in particular on the evaluation of residual chlorine concentrations, especially the transformation from active chlorine to free chlorine, which is the regulated parameter for the distribution system in North-America.

Lab-scale tests were completed to evaluate the reliability of autonomous probe sensors (*KAPTATM 3000-AC4*) to measure free chlorine, pressure, temperature, conductivity, and to determine the repeatability of measurements between two probes. Twenty tests were completed by using a recirculation loop system at pH ranging from 6.5 to 8.5, with various chlorine concentrations (0.1 to 1 mg/L), at 6 °C and 22 °C. The impact of flow velocity and pressure variations were also estimated. Furthermore, lab-scale tests were completed by increasing total iron concentrations in water to evaluate the impact of red water events in the DS on probe reading. Active chlorine (HOCl) measured by the probes was converted to free available chlorine with the use of the conversion and compensation equations and then compared to spectrophotometry measurements. In parallel, five

probes were installed in by-pass at full-scale in 2 DS with different pH (8.0 vs 7.4) and alkalinity (80 vs 40 mg CaCO₃/L) for 4 to 6 months to determine their long-term stability and drift as compared to standard online equipment used by utilities.

Laboratory experiments showed that the probe readings for active chlorine, temperature, conductivity and water pressure were reliable under varying conditions of temperature and pH. The conversion of active chlorine (probe) to free chlorine was also reliable. Absolute error varied within 0.06-0.13 mg/L depending on temperature, pH and free chlorine concentration. At very low flow rates under 0.03 m/s, free chlorine was underestimated of up to 0.6 mg/L showing limitations of the probes for the monitoring of dead-ends. Tests simulating red water events proved the probe is efficient to detect sudden losses of free chlorine, and that the probe reading are accurate even for iron concentrations 50 times over the aesthetic recommendation of 0.3 mg/L.

Full-scale monitoring over 6 months demonstrated that the probes are capable of detecting transient events of short duration and showed no drift over time. The differences observed between the data measured by the probes and the reference instruments used by utilities were comparable to those measured during laboratory experiments. Therefore, the probes remained reliable when exposed to dynamic conditions (flow, water quality, etc.) over long term. As compared to reference instrumentation used by the utilities, temperature data collected by the probes showed an error varying within 1.0-1.5 °C. Although small, this impacted significantly the reliability of the conversion of active chlorine data to free chlorine data measured by the probe.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	III
RÉSUMÉ	IV
ABSTRACT.....	VII
LISTE DES TABLEAUX	XII
LISTE DES FIGURES	XIV
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XVII
LISTE DES ANNEXES	XVIII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE.....	4
2.1 Enjeux de contamination des réseaux de distribution d’eau potable	4
2.2 Éléments influençant la détérioration de la qualité de l’eau durant sa distribution	10
2.2.1 Matériaux constituant les conduites	10
2.2.2 Diamètre des conduites	12
2.2.3 Temps de séjour	12
2.2.4 Âge des conduites.....	13
2.2.5 Vitesse d’écoulement	13
2.3 Paramètres utilisés pour le suivi de la qualité de l’eau dans le réseau	13
2.3.1 Température	14
2.3.2 Conductivité/Solides dissous totaux.....	14
2.3.3 Chlore résiduel	16
2.3.4 pH.....	20
2.4 Suivi en continu versus suivi ponctuel de la qualité de l’eau.....	20
2.5 Les sondes de suivi en continu de la qualité de l’eau.....	21
2.6 Sondes KAPTA 3000-AC4	23
2.7 Objectifs de recherche	24

CHAPITRE 3	MATÉRIELS ET MÉTHODES	25
3.1	Les sondes <i>KAPTA 3000-AC4</i>	25
3.1.1	Prise et transfert des données	25
3.1.2	Réception des données	25
3.1.3	Le chlore actif.....	25
3.2	Matériels et méthodes des essais en laboratoire.....	27
3.2.1	Pilote en circuit fermé	27
3.2.2	Essais des sondes <i>KAPTA 3000-AC4TM</i> en eau chaude.....	28
3.2.3	Essais des sondes <i>KAPTA 3000-AC4TM</i> en eau froide	29
3.2.4	Essais des sondes <i>KAPTA 3000-AC4TM</i> en écoulement à faible vitesse	29
3.2.5	Essais des sondes <i>KAPTA 3000-AC4TM</i> en évènement d'eau rouge	30
3.2.6	Exactitude des instruments utilisés	33
3.3	Essais sur le réseau de distribution.....	34
3.3.1	Méthodologie	34
3.3.2	Sites de déploiement.....	34
3.3.3	Instrumentation et mesure	35
3.4	Traitement des données.....	38
3.4.1	Données de chlore actif.....	38
3.4.2	Données de température et conductivité	40
CHAPITRE 4	RÉSULTATS.....	41
4.1	Essais en laboratoire pour différentes conditions de chlore, température, pH et pression.	41
4.1.1	Influence de la température de l'eau sur l'erreur absolue	41
4.1.2	Influence du pH de l'eau sur l'erreur absolue	43
4.1.3	Influence de la concentration en chlore de l'eau sur l'erreur absolue.....	46

4.1.4	Influence de la vitesse d'écoulement et de la pression.....	47
4.1.5	Variation de l'erreur absolue dans le temps	49
4.2	Essais de laboratoire simulant un événement d'eau rouge.....	50
4.2.1	Caractérisation de la poudre de fer.....	50
4.2.2	Simulation d'événements transitoires d'eau rouge	52
4.3	Déploiement des sondes dans les réseaux de distribution.....	55
4.3.1	Suivi du chlore libre sur le réseau de distribution	56
4.3.2	Détection d'évènements transitoires sur le réseau	59
4.3.3	Suivi de la température sur le réseau de distribution	61
4.3.4	Suivi de la conductivité sur le réseau de distribution.....	63
4.4	Validation de l'équation de compensation du chlore libre équivalent (éq.7).....	66
4.5	Implantation des sondes sur le réseau de distribution	68
CHAPITRE 5 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....		71
RÉFÉRENCES		76
ANNEXES.....		83

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1 : Déficience sur le réseau de distribution causant des épidémies pour la période de 1971-1998 aux États-Unis. Modifié de (Craun & Calderon, 2001)	6
Tableau 2-2 : Résumé de l'analyse critique des études montrant l'impact de l'intégrité du réseau aux niveaux physique, hydraulique et qualité, tiré de (Ercumen, Gruber, & Colford, 2014) ..	9
Tableau 2-3 : Plage de conductivité recommandée selon les utilisations des sondes. Adapté de l'ouvrage de (Hargesheimer et al., 2002)	15
Tableau 2-4 : Performance et caractéristiques des technologies disponibles pour la mesure du chlore. (Hargesheimer et al., 2002)	19
Tableau 2-5 : Plages d'utilisation des sondes <i>KAPTA™ 3000-AC4</i> selon les divers paramètres recueillis. Adapté de (VEOLIA, 2013)	23
Tableau 3-1 : Conditions des essais en laboratoire pour les essais en eau chaude ($21,0 \pm 1,0^\circ\text{C}$) ..	28
Tableau 3-2 : Condition des essais pour les essais vitesse variable.	30
Tableau 3-3 : Conditions testées pour les essais en eaux rouges	30
Tableau 3-4 : Caractéristiques des instruments de mesure en laboratoire.	34
Tableau 3-5 : Caractéristiques des sites de déploiement.	34
Tableau 3-6 : Caractéristiques des instruments de suivi sur le réseau de Laval.	37
Tableau 3-7 : Caractéristiques des instruments de suivi sur le réseau de Lasalle.	38
Tableau 3-8 : Exemple de données de chlore libre obtenues lors d'un essai en laboratoire.	39
Tableau 4-1 : Données recueillies lors de l'essai de sédimentométrie.	50
Tableau 4-2 : Diamètres résultant à l'essai de sédimentométrie en fonction du D_r	51
Tableau 4-3 : Teneur en métaux de la poudre de fer en mg/L.	51
Tableau 4-4 : Teneur en métaux de la poudre de fer en pourcentage.	52
Tableau 4-5 : Données de l'essai de corrélation turbidité et concentration en fer.	52
Tableau 4-6 : Turbidité en fonction du temps pour les essais en eau rouge.	54

Tableau 4-7 : Concentration en fer total réelle de l'eau pour les essais.....	54
Tableau 4-8 : Coût du déploiement d'une sonde pour une période de trois ans.	69
Tableau A-1 : Résultats du test blanc des essais en eau rouge.....	83
Tableau A-2 : Paramètres de références mesurés en laboratoire.	86

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 : Principaux facteurs à considérer pour estimer le risque de contamination au robinet (tiré de Besner, Ebacher & Prévost, 2013).....	5
Figure 2.2 : Fonctionnement d'une sonde de mesure en continu de conductivité (Hargesheimer, Conio, & Popovicova, 2002).....	15
Figure 3.1 : Schéma d'écoulement du pilote en circuit fermé.	27
Figure 3.2 : Installation des deux sondes sur la conduite du pilote (angle 30°).	27
Figure 3.3 : Illustration du bassin de stockage de 60 litres.	27
Figure 3.4 : Dépôts de fer recueillis dans les conduites de fontes.	31
Figure 3.5 : Broyage des dépôts avec un pilon et un mortier.	31
Figure 3.6 : Poudre de fer obtenue suite au broyage et non tamisée.	31
Figure 3.7 : Montage utilisé sur le réseau de distribution de Laval.	35
Figure 3.8 : Installation du montage des sondes KAPTA™.	36
Figure 3.9 : Montage utilisé dans les bâtiments du réseau de Lasalle.	37
Figure 3.10 : Exemple de conversion de chlore actif en chlore libre équivalent.	38
Figure 3.11 : Variation du chlore libre par DPD en fonction du temps pour un essai en laboratoire.	39
Figure 4.1 : Variation de l'erreur absolue en fonction de la température de l'eau (Eau froide = $7\pm 1^{\circ}\text{C}$, Eau chaude = $21\pm 1^{\circ}\text{C}$, $n = 970$)	42
Figure 4.2 : Variation de l'erreur absolue en fonction du pH en eau chaude. (Eau chaude = $21\pm 1^{\circ}\text{C}$; $\text{pH}\pm 0,05$; $n = 97$)	43
Figure 4.3 : Variation de l'erreur absolue en fonction du pH en eau froide. (Eau froide = $7\pm 1^{\circ}\text{C}$; $\text{pH}\pm 0,05$; $n = 97$).	43
Figure 4.4 : Fractionnement du chlore dans l'eau à 21°C	44
Figure 4.5 : Fractionnement du chlore dans l'eau à 7°C	45

Figure 4.6 : Variation des valeurs de chlore libre équivalent en fonction du pH pour trois concentrations de chlore actif (T = 20 °C; pH de référence de 7,0; Δ =variation).....	46
Figure 4.7 : Influence de la concentration en chlore sur l'erreur absolue. (fortement chlorée = 1 à 0,6 mg/L; faiblement chlorée = 0,5 à 0,1 mg/L; n= 960).....	47
Figure 4.8 : Variation de l'erreur absolue du chlore équivalent en fonction du temps pour différentes conditions de pression. (Cl ₂ = fortement ; pH = 8 ± 0,05; Température = 22 ± 1°C)	48
Figure 4.9 : Variation de l'erreur absolue du Cl ₂ équiv. en fonction du temps en eau froide. (Eau froide = 21±1°C; pH±0,05).....	49
Figure 4.10 : Variation de l'erreur absolue du Cl ₂ équiv. en fonction du temps en eau chaude. (Eau chaude = 21±1°C; pH±0,05).....	49
Figure 4.11 : Granulométrie de la poudre de fer en fonction du Dr.....	51
Figure 4.12 : Turbidité de l'eau en fonction de la concentration en fer total.....	53
Figure 4.13 : Erreur absolue sur la conversion du chlore en fonction de la concentration de fer ajoutée. (Cl ₂ = fortement ; pH = 8 ± 0,05; Température = 22 ± 1°C; n=47).....	53
Figure 4.14 : Données de chlore libre calculées, de référence et DPD - station Martin.	56
Figure 4.15 Données de chlore libre calculées, de référence et DPD - station Dagenais.	56
Figure 4.16 : Erreur relative du chlore équivalent, station St-Martin. (n= 8600)	58
Figure 4.17 : Erreur relative du chlore équivalent, station Dagenais. (n= 8600).....	58
Figure 4.18 : Variation du chlore résiduel, du chlore équivalent et de la turbidité lors d'un évènement transitoire à la station Dagenais.	60
Figure 4.19 : Variation du chlore résiduel et équivalent lors d'un évènement transitoire à la station St-Martin.	60
Figure 4.20 : Résultats du suivi de la température pour une sonde sur le réseau de Lasalle.	61
Figure 4.21 : Erreur relative de lecture de la température selon les sondes (n > 15 000).	62
Figure 4.22 : Variation du chlore libre commis lors de la transformation en fonction de l'erreur sur la lecture de la température selon différentes concentrations de chlore actif (pH = 8).	63

Figure 4.23 : Conductivité à la station St-Martin pour la période de mai à août.	64
Figure 4.24 : Conductivité à la station Dagenais pour la période de mai à août.	64
Figure 4.25 : Erreur relative des lectures de conductivité (μScm^{-1}) à la station Dagenais.	65
Figure 4.26 : Erreur relative des lectures de conductivité (μScm^{-1}) à la station St-Martin.	65
Figure 4.27 : Variation du facteur de pondération en fonction de la température.	66
Figure 4.28 : Variation de l'erreur relative en fonction du temps et de la méthode de pondération à la station St-Martin. (boîtes : 10 ^e -90 ^e percentile; barres : valeurs min-max; point : valeur médiane)	67
Figure A.1 : Variation du chlore libre en fonction du temps pour l'essai.	86

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

AHA	Acide halo acétique
AWWA	American Water Works Association
°C	Degré Celsius
Cl ₂ équiv.	Chlore libre équivalent et compensé obtenu par transformation du chlore actif
DPD	N,N-diethyl-p-phenylenediamine
D _r	Densité relative des grains
EC	Conductivité électrique
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
HOCl	Acide hypochloreux
ICP	Spectrométrie à plasma à couplage inductif
MDDELCC	Ministère du Développement Durable, Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques
mg/L	Milligrammes par litre ou ppm
µScm. ⁻¹	Micro Siemens par centimètre
OCl ⁻	Ion hypochlorite
pKa	Constante de dissociation d'un acide
PSI	Livre par pouce carré
ppm	Partie par million
R _e	Nombre de Reynolds
RQEP	Règlement sur la Qualité de l'eau Potable (Québec)
SCADA	Supervisory Control and Data Acquisition
TDS	Solide Dissous Totaux
THM	Trihalométhanes
USEPA	Agence de Protection de l'Environnement des États-Unis
UTN	Unité de Turbidité Néphélométrique
DRX	Diffraction à Rayon-X

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A – EXEMPLE DE RÉSULTATS POUR UN ESSAI EN LABORATOIRE.....	83
ANNEXE B – FICHE TECHNIQUE DES SONDES <i>KAPTATM 3000-AC4</i>	87

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

La connaissance de l'état du réseau de distribution d'eau potable et de la qualité de l'eau qui y circule est un enjeu majeur pour les municipalités. Il est possible d'évaluer la qualité de l'eau traitée par des mesures à la station de traitement, au niveau des réservoirs ou dans le réseau de distribution primaire à l'aide d'outils en dérivation. De plus, la réglementation québécoise exige un échantillonnage périodique du chlore libre résiduel sur le réseau, notamment dans les culs-de-sac. Par contre, l'évaluation de la qualité de l'eau circulant dans les canalisations secondaires s'avère beaucoup plus complexe, puisque les points d'accès sont souvent peu accessibles et de dimension restreinte. Ainsi, les instruments conventionnels de mesures en continu et nécessitant des entretiens réguliers ne sont pas adaptés (Storey, van der Gaag, & Burns, 2011). Pourtant, le suivi de la qualité de l'eau dans le réseau secondaire est primordial, puisque ce réseau est propice à des temps de séjour élevés, des vitesses d'écoulement lentes, des contaminations externes et des événements de faibles pressions pouvant occasionner une dégradation de la qualité de l'eau et le développement de microorganismes pathogènes (Rosenfeldt, Baeza, & Knappe, 2009). On dénombre, aux États-Unis, environ 620 cas d'éclosions bactériennes entre 1971 et 1998 dus à la mauvaise qualité de l'eau dans les réseaux de distribution d'eau potable (Craun & Calderon, 2001). De plus, les bris de canalisations représentent des enjeux de contamination non négligeables et leur détection est primordiale (Andrew F. Colombo, Lee, & Karney, 2009).

Plusieurs prototypes de sondes, nécessitant peu ou pas d'entretien et pouvant être déployés directement sur le réseau de distribution secondaire ont été récemment développés et mis sur le marché. Parmi ces derniers, *VEOLIA WATER* a développé les sondes *KAPTA™ 3000-AC4*, dans le but de répondre au besoin des municipalités. Ces sondes de mesure en continu sont installées en insertion, c'est-à-dire qu'elles sont insérées directement dans la conduite. Elles mesurent la concentration en acide hypochloreux (HOCl) appelé par le fabricant chlore actif, la pression, la conductivité et la température. Les lectures de chlore actif peuvent être utilisées pour obtenir des valeurs de chlore libre lorsqu'introduites dans deux équations de conversion fournies par le fabricant.

La Chaire Industrielle CRSNG en Eau Potable (CICEP) a acquis huit sondes *KAPTA™ 3000-AC4*. Ces dernières sont utilisées dans le cadre d'un projet de recherche qui a débuté en mai 2015. L'objectif de ce projet de recherche de deuxième cycle a pour but de valider en laboratoire et sur

le terrain la fiabilité des lectures de chlore actif prise par la sonde. De plus, la validation de l'équation de transformation et de compensation du chlore actif est un des objectifs principaux de cette recherche. Pour ce faire, les sondes ont été testées en laboratoire avec différentes caractéristiques physico-chimiques d'eau et en variant les vitesses d'écoulement et de pression à l'aide d'un pilote en circuit fermé. De plus, dans le but de valider les sondes sur le réseau de distribution, cinq sondes ont été déployées dans deux réseaux de distribution avec l'aide de montages permettant leur installation en dérivation. Ces dernières ont été déployées pour une durée de 4 à 6 mois. Les données recueillies par les sondes (pression, conductivité, chlore actif et température) sont comparées aux données prises par les équipements de lecture en continu déjà sur site ou à des lectures ponctuelles prises de façon hebdomadaire.

En premier lieu, le chapitre 2 de ce mémoire présente une revue de la littérature exposant les différents facteurs pouvant influencer et altérer la qualité de l'eau distribuée. De plus, une revue des différentes études et technologies disponibles pour effectuer le suivi en continu de la qualité de l'eau distribuée dans le réseau de distribution est présentée au chapitre 2. Une courte présentation des sondes *KAPTATM 3000-AC4* ainsi que des différents objectifs de recherches qui ont pour but de valider la fiabilité des lectures de chlore actif prise par la sonde sont présentés dans ce même chapitre.

En second lieu, une description des méthodes expérimentales utilisées pour la validation des sondes en laboratoire et sur le terrain est décrite au chapitre 3 de ce mémoire. De plus, les instruments de mesure utilisés en laboratoire et sur les réseaux de distribution ainsi que les points de déploiement sur le réseau sont présentés dans ce même chapitre.

Pour finir, le chapitre 4 présente les résultats obtenus à la suite des essais en laboratoire et les résultats suite au déploiement des sondes sur les différents réseaux de distribution. De plus, le chapitre 5 présente les conclusions suite à ce projet de recherche et les recommandations concernant le déploiement des sondes *KAPTATM 3000-AC4*.

Hypothèses de recherches et contribution scientifique

Suite à la revue de littérature présentée au chapitre 2 de ce présent mémoire, les hypothèses quant à la performance des sondes *KAPTATM 3000 - AC4* sont les suivantes,

- 1) Les sondes *KAPTATM 3000 - AC4* sont des outils capables de mesurer la conductivité, la température, le chlore actif ainsi que la pression sur les réseaux de distribution.

- 2) Les équations de transformation et de compensation du chlore actif permettent d'obtenir des valeurs de chlore libre à partir des données de chlore actif prises par la sonde, et ce dans diverses conditions physico-chimiques de l'eau, de pression et d'écoulement.
- 3) La variabilité de la température, de la concentration en chlore et du pH de l'eau sont les trois facteurs présumés pouvant influencer la précision des données de chlore libre obtenues à l'aide de la transformation du chlore actif.
- 4) Les sondes *KAPTA™ 3000 - AC4* sont des outils capables d'effectuer le suivi de la qualité de l'eau dans le réseau secondaire et permettent la prise de décision quant à la gestion et l'opération du réseau de distribution.

Bien que les sondes *KAPTA™ 3000 - AC4* soient déjà déployées sur certains réseaux de distribution européens, la validation de ces sondes n'a jamais été effectuée pour des variations typiques de qualité d'eau distribuée en Amérique du Nord. De plus, la conversion des lectures de chlore actif en chlore libre, paramètre incontournable de suivi des réseaux en Amérique du Nord, à l'aide des équations proposées n'a pas été validée sur le terrain. La validation de ces sondes de suivi en continu confirmerait leur potentiel pour le suivi de la qualité de l'eau distribuée dans le réseau secondaire. Des mesures multiples en temps réel sont souhaitables pour la gestion de la qualité de l'eau. Ceci s'avère particulièrement utile lors d'évènements transitoires (baisse de pression, augmentation de la turbidité, contamination externe, etc.).

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

La revue de littérature réalisée dans le cadre d'un projet de recherche scientifique à la maîtrise a pour but de familiariser le lecteur aux diverses notions requises. Les sections 2.1 et 2.2 rappellent les enjeux de la distribution d'eau traitée et les menaces dans le réseau de distribution. Par la suite, la section 2.3 identifie certains paramètres indicateurs de la qualité de l'eau dans un réseau. Les bénéfices du suivi de la qualité de l'eau à l'aide d'équipement de mesure en continu versus le suivi ponctuel sont abordés à la section suivante (2.4). Pour finir, les deux dernières sections (2.5 et 2.6) résument l'utilisation actuelle des sondes de suivi en continu et présentent la sonde *KAPTATM 3000-AC4* utilisée lors de ce projet de recherche.

2.1 Enjeux de contamination des réseaux de distribution d'eau potable

La majorité des usines de traitement d'eau potable au Canada sont en mesure de produire une eau traitée ayant une qualité égale ou supérieure aux normes et recommandations prescrites par les autorités réglementaires. Au Québec, le Règlement sur la Qualité des Eaux Potables (RQEP) fixe des balises de la qualité de l'eau distribuée aux contribuables par les usines de traitement. De plus, la modernisation des équipements permet un suivi continu de la qualité de l'eau dans les usines et réduit grandement le temps de réaction face à une variation de la qualité de l'eau traitée (Teefy, 1996). Par contre, on peut se demander si le réseau de distribution est vulnérable aux contaminations externes et si ces contaminations sont significatives et peuvent avoir des impacts réglementaires et sanitaires.

Évaluer la qualité de l'eau dans le réseau de distribution s'avère beaucoup plus complexe qu'en sortie d'usine de traitement. Plusieurs études démontrent que la contamination microbiologique de l'eau, telle que mesurée par des indicateurs comme les coliformes fécaux et *E. coli*, a lieu dans le réseau de distribution et non à l'usine (Besner, 2005; M. LeChevallier, Xu, Yang, & Teunis, 2009; M. W. LeChevallier & Au, 2004). L'intrusion d'organismes pathogènes peut être causée par plusieurs types de déficiences du réseau de distribution. Les événements de pression négative, les bris de conduites, la contamination dans les réservoirs et les contaminations intensionnelles (rétro-contamination) ont été identifiés comme les principaux responsables de la détérioration de la qualité de l'eau distribuée.

Lors de pressions faibles ou négatives, il est possible que des eaux contaminées s'introduisent dans le réseau par de multiples points d'entrée. Les facteurs devant être présents pour que des contaminants entrent dans le réseau et mènent à des intoxications ou des infections lors de la consommation d'eau potable au robinet ont été résumés par (Besner, Ebacher, & Prévost, 2013; Besner, Prévost, & Regli, 2011). La Figure 2.1 montre qu'une contamination n'est possible que si un contaminant est présent et que les conditions de pression sont favorables à l'entrée d'eau contaminée dans le réseau. Une fois dans le réseau, une certaine dilution et inactivation est probable. Enfin, toutes les utilisations de l'eau potable ne mènent pas forcément à une exposition à ces éventuels contaminants.

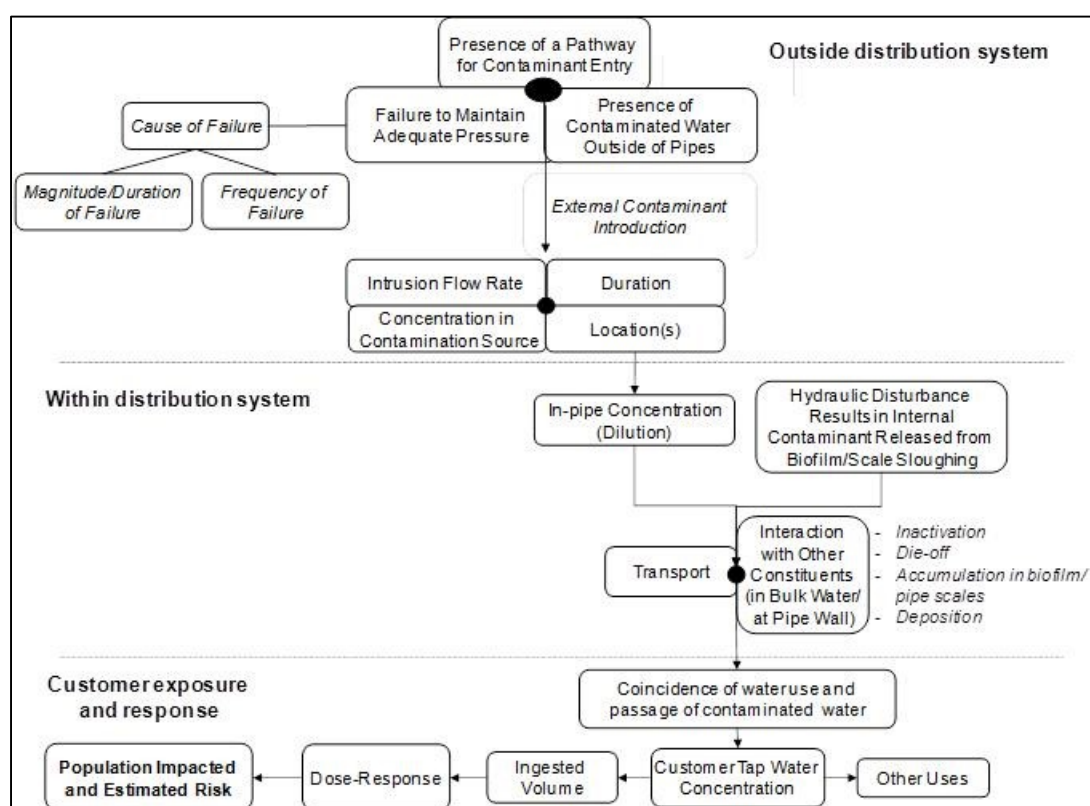


Figure 2.1 : Principaux facteurs à considérer pour estimer le risque de contamination au robinet (tiré de Besner, Ebacher & Prévost, 2013).

Les pressions faibles ou négatives peuvent causer la contamination de l'eau dans le réseau par deux grandes voies :

1. L'introduction d'eau non potable ou de produits chimiques par raccordements croisés (siphonnement à rebours et contre-pression), et

2. Les intrusions d'eaux contaminées, soit l'entrée d'eau dans les conduites par des orifices de fuite ou de vannes ou d'autres points d'entrée du réseau, qui peuvent se produire lorsque la pression à l'extérieur de la conduite excède celle à l'intérieur de la conduite.

Les sites potentiels de contamination par contre pression ou siphonnement (raccordements croisés) peuvent être nombreux sur un réseau de distribution. Les différents types de bâtiments représentent des niveaux de risques variables de contamination, les commerces, industries et hôpitaux constituant des catégories de bâtiments à prioriser. L'impact de ce type de contamination est bien établi car 57 incidents de contamination menant à des cas d'épidémie ont été rapportés entre 1971 et 1998 aux États-Unis, dont environ la moitié concernait des produits chimiques (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2001). Le Tableau 2-1 montre qu'environ 50% des contaminations ayant des impacts sur la santé attribuables aux réseaux de distribution sont expliqués par les raccordements croisés (Craun & Calderon, 2001). La prévention de ce type de contamination est fondée sur le maintien de pressions minimales (>20 psi ou 14 m) et l'installation de dispositifs anti-refoulement comme des clapets anti-retour. Ces clapets sont en cours d'implantation au Québec sur les réseaux secondaires.

Tableau 2-1 : Déficience sur le réseau de distribution causant des épidémies pour la période de 1971-1998 aux États-Unis. Modifié de (Craun & Calderon, 2001)

Deficiency	Public water systems*	
	# outbreaks caused by deficiency	%
Cross-connection / backsiphonage	60	53.1
Contamination during storage	15	13.3
Corrosion / leaching of metals	13	11.5
Broken or leaking water mains	10	8.8
Contamination of household plumbing	8	7.1
Contamination of mains during construction / repair	6	5.3
Inadequate separation of water main and sewer	1	0.9
Total	113	100

* Public water systems = data for community water systems and noncommunity water systems

Une étude récente de la Water Research Foundation a quantifié les risques associés aux réparations de bris. Les auteurs ont proposé de considérer quatre types d'événements en fonction de l'étendue de la perte de pression et de l'importance de la zone touchée (Gregory J. Kirmeyer & al., 2014). Seul les événements majeurs causant une chute de pression sous les 20 psi ou une suspicion de contamination sont considérés comme nécessitant l'émission d'un avis d'ébullition. Pour les autres types de bris, plusieurs options peuvent être considérées : l'émission d'avis aux citoyens les

informant de rincer leurs entrées de service, des campagnes des vidanges orientées et un suivi microbiologique. Pour tous les types de réparations planifiées un rinçage est exigé, et dans certains cas, une surchloration de la section touchée est recommandée. Ces recommandations sont appuyées par une modélisation du risque d'infection par des pathogènes bactériens ou viraux en tenant compte de leur persistance en présence de concentrations résiduelles de désinfectant.

Des événements transitoires de courte durée de pression faible ou négative peuvent se produire dans la plupart des réseaux de distribution. D'une durée de quelques millisecondes à quelques minutes, ils sont causés par des phénomènes hydrauliques résultant d'activités normales ou accidentelles d'exploitation (changements de demande, ouverture ou fermeture rapide de vannes, interruption de services, etc). De tels événements ont été observés dans un nombre important de réseaux lorsque des mesures de pression ciblent les secteurs les plus vulnérables aux pressions négatives en utilisant des dispositifs capables de détecter et de consigner des événements de courte durée (Besner, Broséus, & al., 2010; Besner, Ebacher, & al., 2010; R. W. Gullick & al., 2005; R. W. Gullick, LeChevallier, Svindland, & Friedman, 2004; G.J. Kirmeyer & al., 2001). Des études de terrain ont démontré que les vannes sous vide sont des sites d'intrusion potentiellement très importants si leurs orifices sont submergés dans les chambres de vannes (Ebacher, Besner, Clément, & Prévost, 2012; Ebacher, Besner, & Prevost, 2013). Les volumes potentiels d'intrusion et le niveau de contamination parfois élevé des eaux s'accumulant dans les chambres de vanne représentent un risque de contamination significatif lors d'événements de pressions faibles ou négatives. Toutefois, mis à part le risque dans les chambre de vannes, l'analyse du risque microbien associé aux intrusions lors de pressions négatives transitoires montre que ce risque demeure difficile à estimer mais qu'il apparait relativement modeste (Besner, Broséus, et al., 2010; Yang, LeChevallier, Teunis, & Xu, 2011). En contrepartie, il est difficile d'évaluer les impacts de la contamination attribuable au réseau secondaire puisque très peu de suivi sur ces portions de réseau est effectué.

Une méta-analyse de l'impact des déficiences de distribution sur le risque de maladie gastro-intestinales a récemment été publiée dans la revue *Environmental Health Perspective* par Ercumen et al. (2014). L'impact de la consommation d'eau du robinet sur le taux de maladies gastro-entériques a été étudié en regroupant plusieurs études épidémiologiques randomisées. La conclusion générale de cette analyse est que la consommation d'eau d'un réseau de distribution ayant des déficiences telles que l'absence de concentration de chlore résiduel ou du maintien de la

pression (IDR : 1,34, 95% CI : 1,00-1,79) augmente les risques d'épidémies hydriques. Les deux études de référence les plus importantes sont les deux études épidémiologiques du Dr. Pierre Payment de l'IAF-INRS en collaboration avec la CICEP (Payment, 1997; Payment, Franco, Richardson, & Siemiatycki, 1991; Payment, Richardson, Edwardes, Franco, & Siemiatycki, 1991; Payment, Richardson, Siemiatycki, et al., 1991; Payment et al., 1997). Ces deux études réalisées dans la grande région de Montréal ont montré une incidence accrue du taux de maladies gastro-intestinales observée chez les consommateurs d'eau du robinet par rapport à ceux consommant l'eau de l'usine embouteillée ou de l'eau traitée par osmose inverse embouteillée. La deuxième étude effectuée en 1993 conclut que l'augmentation observée du taux de maladies gastro-intestinales était probablement causée par une détérioration de la qualité de l'eau dans le réseau de distribution, possiblement résultant de l'intrusion d'eaux contaminées. Les études considérées par Ercumen et coll. ont été triées avec soin et les résultats de cette analyse sont présentés au Tableau 2-2. On peut donc conclure que les pertes d'intégrités du réseau peuvent mener à une augmentation mesurable des taux de maladies gastro-entériques. Ces conclusions montrent l'importance de pouvoir mesurer en continu des paramètres indicateurs des risques sanitaires, comme la pression et le chlore résiduel libre, et dans un grand nombre de points sur le réseau de distribution.

Tableau 2-2 : Résumé de l'analyse critique des études montrant l'impact de l'intégrité du réseau aux niveaux physique, hydraulique et qualité, tiré de (Ercumen, Gruber, & Colford, 2014)

Study	Location	Source water	Treatment plant	Distribution system	Design	Exposure	Comparison exposure	Outcome assessment	Effect estimate (95% CI)
D'Argenio et al. 1995	Italy	Not reported	Not reported	Presumed to be continuously operated; some chlorine residual; total coliforms, fecal coliforms, and fecal streptococci detected in affected pipe segment	Cohort	Pipeline with fecal contamination from cross-connections	Pipeline with no fecal contamination	Self-report	RR = 2.67 (1.16, 6.11) ^a
Mohanty et al. 2002	India	Surface water	Conventional treatment with chlorination	Intermittently operated; inadequate residual; total and fecal coliforms detected	Ecological	Unit increase in percentage of cast-iron pipes in service zone	NA	Self-report	Regression coefficient, -0.42 ($p = 0.10$)
Yassin et al. 2006	Palestine	Groundwater	Chlorination	Intermittently operated; inadequate residual; fecal contamination detected more often than at the source	Cross-sectional	Network > 1 year old	Network ≤ 1 year old	Self-report	RR = 1.51 (0.80, 2.83) ^a
Abu Amr and Yassin 2008	Palestine	Groundwater	Chlorination	Intermittently operated; inadequate residual; fecal contamination detected more often than at the source	Cross-sectional	Network > 1 year old	Network ≤ 1 year old	Self-report	RR = 1.03 (0.88, 1.56) ^a
Nygård et al. 2004	Sweden	Surface and groundwater	Chlorination (for surface water only)	Presumed to be continuously operated; low-level residual	Ecological	10-m increase in pipe length per person in municipality	NA	Surveillance records	IDR = 1.12 (1.08, 1.16)
Tinker et al. 2009	USA	Not reported	Not reported	Presumed to be continuously operated; adequate residual	Ecological	ZIP code with long hydraulic residence time	ZIP code with intermediate hydraulic residence time	Emergency department records	OR = 1.06 (1.04, 1.08) ^c

Abbreviations: IDR, incidence density ratio; NA, not applicable; OR, odds ratio; RR, relative risk.

^aResults not pooled. ^bCalculated from data reported in the study. ^cPooled from estimates for two utilities reported in the study.

Table 4. Characteristics of studies of hydraulic pipe integrity.^a

Study	Location	Source water	Treatment plant	Distribution system	Design	Exposure	Comparison exposure	Outcome assessment	Effect estimate (95% CI)
Continuous systems									
Fewtrell et al. 1997	United Kingdom	Not reported	Not reported	Not reported	Ecological	No. of water outages in a ZIP code area	—	Surveillance records	Correlation coefficient: Shigella 0.42 ($p = 0.07$) ^{a,b} Hep A 0.67 ($p = 0.001$) ^{a,b}
Hunter et al. 2005	United Kingdom	Not reported	Effluent in compliance with regulations	Not reported	Cross-sectional ^c	Water outage	No water outage	Self-report	OR = 12.50 (3.49, 44.71)
Nygård et al. 2007	Norway	Not reported	Not reported	Not reported	Cohort	Water outage	No water outage	Self-report	OR = 2.00 (1.30, 3.20)
Nygård et al. 2007	Norway	Not reported	Not reported	Not reported	Cross-sectional ^d	Water outage > 6 hr duration	Water outage ≤ 6 hr duration	Self-report	OR = 1.90 (1.00, 3.40) ^b
Özkan et al. 2007	Turkey	Not reported	Not reported	Not reported	Cross-sectional	Water outage > 12 hr duration	No water outage > 12 hr duration ^e	Self-report	OR = 10.28 (2.95, 35.48)
Huang et al. 2011	Taiwan	Not reported	Not reported	Not reported	Ecological	Days with water outage ^f	10 days with normal water supply before water outage	Hospital records	IDR = 1.31 (1.26, 1.37)
Intermittent systems									
Cifuentes et al. 2002	Mexico	Groundwater	Chlorination	Not reported	Cross-sectional	Intermittent supply	Full-day supply	Self-report	OR = 2.00 (1.16, 3.70)
Abu Mourad 2004	Palestine	Groundwater	Not reported	Not reported	Cross-sectional	Intermittent supply	Full-day supply	Self-report	OR = 1.53 (1.15, 2.03) ^g
Yassin et al. 2006	Palestine	Groundwater	Chlorination	Inadequate residual	Cross-sectional	Intermittency of > 1 day duration	Intermittency of 1-day duration	Self-report	RR = 1.33 (0.92, 1.91) ^g
Abu Amr and Yassin 2008	Palestine	Groundwater	Chlorination	Inadequate residual	Cross-sectional	Intermittency of > 1 day duration	Intermittency of 1-day duration	Self-report	RR = 1.49 (1.06, 2.09) ^g

Abbreviations: IDR, incidence density ratio; OR, odds ratio; RR, relative risk.

^aResults from 1991; no summary result reported by authors for all years in study; authors found no evidence of a causative temporal link at individual level. ^bNot included in pooled analyses. ^cCross-sectional analysis within control group of case-control study. ^dCross-sectional analysis within exposed group of same cohort study. ^eAuthors specified water outages > 12 hr as a binary exposure variable; we assumed that the comparison exposure includes outages ≤ 12 hr as well as no outages. ^fEffect estimate was similar when the 10-day period

Table 5. Characteristics of studies of water quality integrity.^a

Study	Design	Exposure	Comparison exposure	Outcome assessment	Effect estimate (95% CI)
Semenza et al. 1998	Cross-sectional ^b	Nondetectable chlorine in household water sample from piped supply	Detectable chlorine in household water sample from piped supply	Self-report	IDR = 1.60 (0.70, 3.70)
Egorov et al. 2002	Cross-sectional	Interquartile range (0.22 mg/L) decrease in chlorine	NA	Self-report	IDR = 1.42 (1.05, 1.91)
Mohanty et al. 2002	Ecological	Unit increase in percentage of distribution system samples with nondetectable chlorine in service zone	NA	Self-report	Regression coefficient 0.46 ($p = 0.64$)

Abbreviations: IDR, incidence density ratio; NA, not applicable.

^aResults not pooled. ^bCross-sectional analysis within exposed group of cluster-randomized trial.

En plus des risques de contamination bactériologique du réseau de distribution, plusieurs organismes gouvernementaux tel que la USEPA et la Homeland Security Presidential Directive (HSPD) évoquent la possibilité de contamination par des agents chimiques ou toxiques dans le cadre d'actes terroristes (Hall et al., 2007). Depuis les années 1990 le gouvernement américain a désigné à deux reprises (Executive order 13010 de 1996 et PL 107-188 de 2002) le réseau de distribution d'eau potable comme étant vulnérable aux actes terroristes et actes de sabotages internationaux en raison des conséquences potentielles d'une contamination chimique. Aux États-Unis, plus de 80 % des consommateurs d'eau potable sont desservis par 14 % des infrastructures d'eau potable (Byer, 2005). Porco (2010) estime à 100 milliards de dollars les impacts d'une contamination terroriste pour un réseau de distribution alimentant 100 000 personnes, et à 26 milliards de dollars pour un réseau alimentant 10 000 personnes. Il stipule que plus de 60 % des coûts résultent de la perte de vies humaines. Dans cette optique, plusieurs villes européennes d'importance tels Paris, Londres et Nice, ainsi que certains bâtiments militaires ont déployé un réseau de capteurs permettant le suivi de la qualité de l'eau en temps réel sur leur réseau de distribution d'eau potable.

2.2 Éléments influençant la détérioration de la qualité de l'eau durant sa distribution

Certains éléments ou aspects du réseau de distribution peuvent contribuer à la dégradation de la qualité de l'eau.

2.2.1 Matériaux constituant les conduites

Le réseau de distribution d'eau potable d'une ville de grande envergure tel que Montréal ou Toronto peut atteindre des longueurs totales considérables, soit près de 4400 km pour Montréal et près de 6100 km pour Toronto. Ces dernières ne sont pas toutes constituées du même matériau. Les principaux matériaux utilisés pour des conduites d'eau potable sont la fonte grise, la fonte ductile avec revêtement interne de mortier, le ciment, l'amiante ciment ou les matériaux plastiques (CPV, PEHD). La fonte grise est susceptible à la corrosion interne et externe, la fonte ductile plus à la corrosion externe, alors que les conduites de bétons peuvent aussi subir une dégradation.

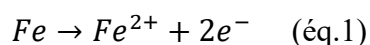
En premier lieu, les conduites constituées de matériaux ferreux sont sujettes, dans certaines conditions d'eau, à un phénomène de corrosion de la paroi interne de la conduite. Ce phénomène

naturel est influencé par les caractéristiques de l'eau distribuée tels le pH, l'alcalinité, la dureté, la concentration en oxygène dissous, la concentration en chlore résiduel et la quantité de solides dissous. Les concentrations de divers métaux et éléments tel le chlorure, l'ammoniaque, le cuivre, le magnésium, le calcium et autre métal peuvent influencer l'ampleur du phénomène (Schock, 1990). Les impacts de la corrosion des parois internes des conduites ont été étudiés par plusieurs auteurs. Ce phénomène est responsable de bris prématurés des conduites, la présence de fuites et l'obstruction partielle des conduites. De plus, la coloration de l'eau, l'apparition de goût métallique, l'augmentation des concentrations en métaux dissous et la contamination bactérienne résultent de la corrosion des conduites (Rompré, Prévost, Brisebois, Lavoie, & Lafrance, 1997; Sander et al., 1997). Pour finir, plusieurs études affirment qu'il s'avère beaucoup plus difficile de limiter la croissance du biofilm dans les conduites en matériaux ferreux à l'aide du chlore résiduel, puisque ce dernier favorise l'oxydation des produits de la corrosion. Ceci empêche la pénétration du chlore dans la couche de biofilm et donc l'inactivation des bactéries (M. W. LeChevallier, Lowry, Lee, & Gibbon, 1993).

En second lieu, l'utilisation de conduites en béton recouvertes d'une couche de mortier de ciment comme revêtement intérieur est fréquente. Ces dernières ne sont pas sujettes aux problématiques de corrosion, ce qui constitue un avantage considérable comparativement aux matériaux ferreux. En contrepartie, l'érosion à long terme de la couche de mortier de ciment occasionne un relargage de chaux et par conséquent de calcium dans l'eau. Ce phénomène serait responsable d'une augmentation de pH (environ 0,1), des concentrations en calcium (jusqu'à 10 mg CaCO₃/L) et de l'alcalinité (jusqu'à 4 mg CaCO₃/L) de l'eau distribuée passant par ces conduites. Les faibles vitesses d'écoulement et les eaux fortement agressives sont beaucoup plus sujettes à accroître ce phénomène (Douglas, Merrill, & Catlin, 1996).

2.2.1.1 Épisodes d'eau rouge

La corrosion du fer en milieux aqueux implique la transformation du fer en ion ferreux avec l'aide d'oxygène, de chlore ou d'hydrogène comme accepteur d'électron.



L'ion ferreux produit par la réaction d'oxydation peut se dissoudre dans l'eau ou se déposer sur les parois pour former un dépôt (« scale »). Ces dépôts peuvent être relargués lors d'épisodes de

variation de pH ou d'alcalinité de l'eau sous forme de Fe^{3+} , peu soluble dans l'eau, occasionnant ainsi une coloration de l'eau (Sarin, Snoeyink, Lytle, & Kriven, 2004).

Le règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) au Québec émet une norme esthétique sur la concentration de fer en réseau à 0,3 mg/L. Cependant, les concentrations en fer total varient entre 2 et 6 mg/L en moyenne et peuvent atteindre jusqu'à 11 mg/L lors d'épisodes d'eaux rouges (Zhang et al., 2014). Le diamètre des particules remises en suspension dans le réseau lors de ces événements a été évalué à 10 μm en moyenne, et les valeurs minimales et maximales variant de 5 μm à 100 μm (Boxall & Saul, 2005; Vreeburg & Boxall, 2007).

2.2.2 Diamètre des conduites

Le diamètre des conduites influence le potentiel de dégradation de la qualité de l'eau distribuée. En effet, le ratio surface d'écoulement sur volume d'écoulement d'une conduite permet de caractériser la surface disponible pour la croissance du biofilm et la consommation du chlore résiduel (Biswas, Lu, & Clark, 1993; W. Lu, Kiene, & Levi, 1999). Ainsi, lorsque le diamètre interne d'une conduite diminue, le ratio surface sur volume augmente. Ceci entraîne une augmentation de la surface de contact avec le chlore. Clark, Lykins, Block, Wymer, and Reasoner (1994) ont mesuré une diminution rapide du chlore résiduel en fonction de la diminution de diamètre de conduite, et ce pour une vitesse d'écoulement constante. De plus, la croissance microbologique s'avère être plus marquée dans les conduites de faible diamètre puisque les débits et résiduels de chlore y sont souvent plus faibles, et la température de l'eau généralement supérieure comparativement aux conduites de plus gros diamètre (Lévi, 1998).

2.2.3 Temps de séjour

Une définition simplifiée du temps de séjour dans un réseau de distribution est le temps que prend une goutte d'eau quittant l'usine pour se rendre au consommateur ou à un point d'échantillonnage. Un temps de séjour trop élevé peut entraîner une diminution de la concentration en chlore résiduel présent dans l'eau. Ce phénomène est observable dans les zones de stagnation telles les conduites localisées à l'extrémité du réseau (cul-de-sac). Ces secteurs sont soumis à une plus faible demande puisqu'une faible portion de consommateurs soutire de l'eau. Ceci occasionne une dégradation de la qualité de l'eau distribuée (Carter, Lee, Buchberger, Rossman, & Rice, 1997). De plus, plusieurs études permettent de relier l'augmentation du temps de séjours à la diminution du chlore résiduel

et du carbone organique dissous et en plus de favorisé la formation des sous-produits de chloration (THM et AHA) (Kerneis, Nakache, Deguin, & Feinberg, 1995; Mathieu et al., 1992).

2.2.4 Âge des conduites

Le vieillissement des conduites de distribution constitue un facteur de risque important pour tout réseau de distribution. Plusieurs études révèlent une augmentation des fuites et des bris lorsque les conduites vieillissent (Shamir & Howard, 1968). Les fuites représentent des opportunités de contamination de l'eau distribuée puisqu'elles favorisent l'intrusion d'organismes pathogènes (Haas, Meyer, & Paller, 1983; M. W. LeChevallier, 1990).

2.2.5 Vitesse d'écoulement

La vitesse d'écoulement de l'eau dans les conduites de distribution est un facteur pouvant influencer la qualité de l'eau potable desservie. Cette dernière influence le rythme de croissance du biofilm puisque l'eau est responsable du transport du chlore résiduel dans le réseau. Une vitesse de distribution élevée permet une meilleure distribution du désinfectant sur toute la surface de la conduite. De plus, une forte vitesse augmente les forces de cisaillement contre les parois rendant plus difficile la fixation du biofilm.

En contrepartie, une forte vitesse permet un meilleur apport en nutriment pour le biofilm ce qui peut favoriser la croissance des micro-organismes (C. Lu, Biswas, & Clark, 1995). De même façon, un écoulement en régime laminaire (Re inférieur à 2000) tend à favoriser le dépôt des matières en suspension. Ces dépôts sont favorables au développement microbien puisqu'ils permettent une certaine protection contre les oxydants résiduels (M. W. LeChevallier, Babcock, & Lee, 1987).

2.3 Paramètres utilisés pour le suivi de la qualité de l'eau dans le réseau

L'eau traitée est sujette à des contaminations pendant son cheminement dans un réseau de distribution. Les municipalités doivent donc connaître et vérifier la qualité de l'eau qui est distribuée dans les différents secteurs du réseau de distribution. L'appréciation de la qualité de l'eau est effectuée avec l'aide de divers paramètres et instruments qui seront abordés dans la section suivante. Il est à noter que seuls les paramètres ayant un lien avec la présente recherche sont abordés et que d'autres paramètres peuvent être utilisés pour le suivi de la qualité.

2.3.1 Température

La température de l'eau est un facteur important de la qualité de l'eau puisqu'elle affecte les propriétés physico-chimiques de l'eau et par le fait même sa qualité. En Amérique du Nord, la température à l'eau brute et par conséquent à l'eau traitée peut varier énormément et ce dû aux fortes variations saisonnières de la température extérieure (hiver et été). Selon l'organisme gouvernemental Santé Canada, la température de l'eau distribuée est en moyenne de 2 °C l'hiver et de 25 °C l'été (Santé Canada, 1996). La température de l'eau est prise avec un thermomètre digital et cette mesure peut être faite en continu.

Plusieurs études ont permis de relier l'augmentation de la température de l'eau à une augmentation de l'activité microbienne (Haas et al., 1983). De façon plus précise, certains auteurs tels M. W. LeChevallier, Welch, and Smith (1996) et Volk and Joret (1994) ont observé une augmentation de la fréquence d'apparition de micro-organismes dans l'eau traitée lorsque la température est supérieure à 15°C.

De plus, la température affecte la cinétique de dégradation du chlore résiduel dans le réseau. En effet, l'augmentation de la température occasionne une dégradation plus rapide du chlore, facilitant ainsi la croissance microbienne (Kiéné, Yu, & Levi, 1998). Kiéné & al. (1998) propose une relation empirique permettant de déterminer le coefficient de dégradation du chlore (K) en fonction de la température de l'eau en Kelvin et la concentration en carbone organique (COT). Les paramètres A et B sont des constantes caractéristiques de l'eau.

$$K = A \times [COT]_{\frac{mg}{L}} \times e^{\frac{-B}{T}} \quad (\text{éq.2})$$

2.3.2 Conductivité/Solides dissous totaux

Les solides dissous dans les eaux de surface peuvent être d'origine naturelle comme des minéraux, ou d'origine humaine par la contamination d'eau de ruissellement municipale ou provenant de l'agriculture. Les principaux solides dissous dans l'eau potable sont le calcium, le magnésium, le potassium, les carbonates, les sulfates et les nitrates. Ces composés sont souvent mesurés comme solides dissous totaux (TDS) présents dans l'eau. Présents sous forme d'ions, les TDS augmentent la conductivité électrique de l'eau (EC) qui est théoriquement nulle pour une eau pure. Ainsi, les mesures en continu des TDS en réseau sont effectuées à l'aide de la conductivité puisque cette mesure est beaucoup plus rapide et ne requiert aucune manipulation (Hargesheimer et al., 2002).

Snoeyink, Clark, McCreary, and McHie (1981) présentent une équation empirique permettant d'évaluer la conductivité de l'eau en fonction de sa concentration en TDS. Le paramètre A est une constante propre à l'eau et varie typiquement entre 1,2 et 1,8 pour l'eau douce. De façon générale, la constante est élevée pour les eaux riches en chlorites et faible pour les eaux riches en sulfates.

$$EC \cong [TDS] \times A \quad (\text{éq.3})$$

La prise de mesure de la conductivité est effectuée à l'aide de sondes immergées dans la solution. Cette dernière est composée de deux électrodes. Un courant alternatif est émis par une électrode et l'intensité du courant généré est détectée par la seconde électrode et est proportionnelle à la conductivité de l'eau. La Figure 2.1 illustre ce phénomène.

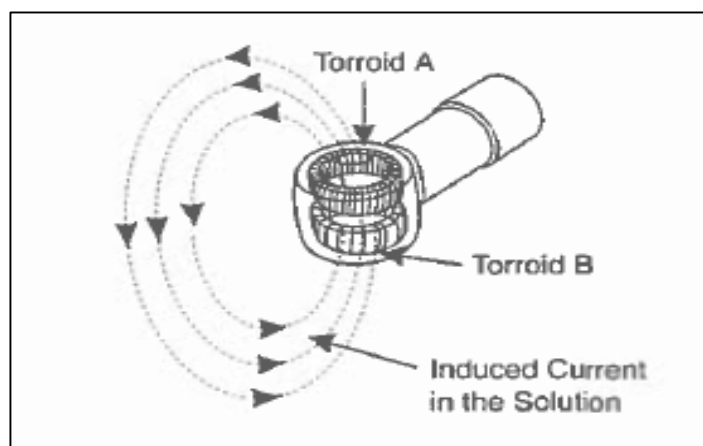


Figure 2.2 : Fonctionnement d'une sonde de mesure en continu de conductivité (Hargesheimer, Conio, &

La conductivité se mesure en $\mu\text{S}/\text{cm}$ ou en $\mu\text{mho}/\text{cm}$ pour un ratio de $1 \mu\text{S}/\text{cm} = 1 \mu\text{mho}/\text{cm}$. Plusieurs types de sondes de conductivité sont disponibles sur le marché et les plages de lectures disponibles varient en fonction de l'utilisation prévue de ces dernières. Le Tableau 2.2 présente diverses plages d'utilisation en fonction de l'utilisation des sondes de conductivité (Hargesheimer et al., 2002).

Tableau 2-3 : Plage de conductivité recommandée selon les utilisations des sondes. Adapté de l'ouvrage de (Hargesheimer et al., 2002)

Application	Plage de conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Précision ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
Eau brute	100 – 1 000	10
Eau de lavage de résine	100 – 10 000	50
Eau sortant de membrane ou de résine échangeuse d'ion	0 – 20	1
Eau traitée	10 – 1 000	10

L'agence gouvernementale américaine USEPA recommande la norme esthétique de 500 mg/L pour les TDS (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2002). De plus, le Conseil Européen recommande une conductivité inférieure à 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour les eaux de consommation. Au Québec, le Guide de conception des installations de production des eaux potables (G1 – volume 1) recommande une valeur de conductivité inférieure à 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP), 2012). Le dépassement de ces valeurs peut entraîner des problèmes de goût, d'odeurs et de corrosion dans le réseau (Hargesheimer et al., 2002).

2.3.3 Chlore résiduel

La désinfection de l'eau à l'usine de traitement d'eau potable est une étape majeure de la chaîne de traitement. Cette dernière permet l'inactivation des organismes pathogènes présents dans l'eau brute. En Amérique du Nord, une désinfection secondaire est effectuée afin de minimiser la recroissance de microorganismes ou d'inactiver tout organisme pathogène qui s'infiltrerait dans le réseau (Biswas et al., 1993; Haas, 1999; Trussell, 1999). Cette désinfection est généralement faite à l'aide de composés de chlore (chlore libre et monochloramine). La concentration résiduelle minimale en entrées de réseau recommandée par le RQEP est de 0,30 mg/L (Ministère du Développement durable & Direction des eaux municipales, 2015).

Le chlore résiduel dans le réseau de distribution est consommé par l'eau et par les parois des conduites (Biswas et al., 1993; Clark et al., 2010; Kiéné et al., 1998; Rossman, Clark, & Grayman, 1994). Le résiduel de chlore est influencé par divers phénomènes soit, la réaction du chlore avec la matière organique, la réaction du chlore avec le biofilm et la réaction du chlore avec les produits de corrosion (Vasconcelos, Rossman, Grayman, Boulous, & Clark, 1997). De plus, le temps de séjour de l'eau dans le réseau de distribution influence la dégradation du chlore. Il est possible d'estimer la concentration résiduelle de chlore à l'aide d'une équation de premier ordre présentée par Vasconcelos & al. (1997) où $C(t)$ est la concentration de chlore (mg/L) au temps t , C_0 est la concentration initiale (mg/L) et k est la constante de dégradation (jour^{-1}).

$$C(t) = C_0 e^{-kt} \quad (\text{éq.4})$$

Puisque le chlore libre résiduel est influencé par plusieurs facteurs et que sa présence dans le réseau de distribution est obligatoire dans plusieurs pays, il est primordial de mesurer ce paramètre à l'aide d'instrument en continu.

Quatre (4) technologies sont disponibles pour effectuer le suivi en continu de chlore libre ou total dans le réseau (Hargesheimer et al., 2002).

- La méthode colorimétrique avec N,N-diethyl-p-phenylenediamine (DPD)
- La méthode iodométrique
- Le senseur avec membrane polarographique
- L'électrode ampérométrique

La *méthode colorimétrique DPD* telle que décrite dans le *Standard Method 408.E* est fondée sur l'ajout de DPD qui est oxydé par le chlore pour former deux sous-produits. L'intensité de la couleur produite par la réaction chimique est proportionnelle à la concentration de chlore libre ou de chlore total présente dans la solution. La couleur est mesurée par un colorimètre ou par un spectrophotomètre. Ainsi, à l'aide d'une équation de calibration, la couleur peut être corrélée à la concentration en chlore de la solution. Selon la fréquence des analyses, les instruments de suivi en continu du résiduel de chlore requièrent des maintenances hebdomadaires pour l'ajout de produit chimique.

La *méthode iodométrique* implique l'ajout d'iodure de potassium à la solution pour produire la formation d'iode par réaction avec le chlore. La variation de la concentration de l'iode dans la solution est mesurée et corrélée avec la concentration de chlore présent. En contrepartie, cette méthode ne permet pas de différencier le chlore libre du chlore total. Cette dernière est majoritairement utilisée en laboratoire puisque l'ajout d'iodure de potassium doit être fait fréquemment ce qui s'avère inadapté pour des instruments de mesures automatisées.

Le suivi de la concentration de chlore résiduel avec l'aide d'un *senseur à membrane polarographique* consiste en deux électrodes immergées dans une solution d'électrolyte conducteur et isolées de l'eau par une membrane perméable au chlore. Le chlore libre migre au travers de la membrane et est réduit en chlorure à la surface des électrodes. Ce phénomène engendre une migration un flux d'électron entre les deux électrodes. Le courant généré est proportionnel à la concentration de chlore libre.

Les *électrodes ampérométriques* consistent à l'utilisation de deux combinaisons de sondes qui utilisent des cathodes de platines et des anodes d'argents. Ces dernières permettent de mesurer le courant généré par la réaction électrochimique entre les électrodes et le chlore libre présent dans l'eau. Le courant mesuré est proportionnel à la concentration en chlore.

Le Tableau 2.3 présente les spécifications et les caractéristiques des diverses méthodes de mesure en continu du chlore libre ou total dans le réseau de distribution.

2.3.4 pH

Le contrôle du pH de l'eau distribuée est un facteur clef du réseau puisque ce paramètre influence plusieurs caractéristiques de l'eau traitée. Premièrement, le pH de l'eau distribuée a un impact direct sur le potentiel de corrosion de plusieurs métaux (Hargesheimer et al., 2002). Les phénomènes de corrosion galvanique et de corrosion du plomb sont beaucoup plus présents dans les eaux à faible pH (Arnold Jr., Raetz, & Edwards, 2011; McClintock, 2013). De plus, certains traitements de contrôle de la corrosion mis en place à l'usine de traitement ont une plage de pH optimal. Par exemple, la prévention de la corrosion avec des orthophosphates fonctionne mieux lorsque le pH de l'eau est entre 7,2 et 7,8. Aussi, le contrôle de la désinfection secondaire avec le chlore est intimement lié au pH de l'eau en raison du phénomène de « break point ». La vitesse de réaction du chlore pour atteindre le « break point » est plus rapide pour la plage de pH de 7 à 8 et ralenti considérablement lorsque le pH est hors de cette plage (Hargesheimer et al., 2002).

Les méthodes et instruments disponibles pour le suivi du pH en continu ont peu changé depuis les dernières décennies. Ces derniers sont composés d'une électrode sensible au pH, d'un amplificateur de signal et d'une électrode de référence. L'électrode de pH génère un courant électrique ayant un voltage proportionnel à la concentration en hydrogène libre présent dans l'eau. Le courant est par la suite amplifié et mesuré. Cette mesure est comparée au signal de l'électrode de référence générant ainsi une lecture de pH (Hargesheimer et al., 2002).

2.4 Suivi en continu versus suivi ponctuel de la qualité de l'eau

Les instruments permettant le suivi de la qualité de l'eau en continu sont, à ce jour, déployés dans les usines de traitement d'eau potable et sur le réseau de distribution primaire. Ces derniers sont mis en place pour assurer le suivi de la qualité de l'eau sortant de l'usine et circulant dans les conduites maitresses du réseau de distribution (Allen, 2011; Hargesheimer et al., 2002; Storey et al., 2011). Par contre, afin de documenter la qualité de l'eau dans le réseau secondaire et celle consommée par les citoyens, les municipalités doivent avoir recours à des campagnes d'échantillonnages. Ces dernières peuvent avoir lieu à des fréquences variables selon les moyens de la municipalité et la réglementation en place. Au Québec, la vérification des paramètres physico-chimique sur le réseau secondaire doit être effectuée 4 fois par an à l'exception de la mesure de la concentration résiduelle de chlore (Ministère du Développement Durable de

l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2010). Ces exigences montrent que la qualité de l'eau distribuée est peu suivie dans le réseau secondaire. Cela peut avoir des impacts sévères sur la sécurité et la santé des utilisateurs du réseau, puisqu'une dégradation de la qualité ou une contamination de l'eau de façon naturelle ou volontaire peut rester inconnue durant plusieurs jours, voire plusieurs semaines, selon la fréquence des échantillonnages sur le réseau secondaire (Byer, 2005).

En plus du suivi de la qualité de l'eau, un suivi en continu du réseau de distribution permet de détecter de façon efficace et rapide les fuites ou les bris de conduites (Allen, 2011). Les méthodes actuelles de détections des bris et fuites font appel à des observations visuelles, des inspections physiques ou des méthodes acoustiques étant lentes et peu précises (A.F. Colombo & Karney, 2009). En plus des risques de contamination reliés au bris de conduites, ces bris représentent des pertes économiques importantes. L'American Water Works Association (AWWA) estime qu'annuellement 5 à 10 milliards de kWh sont utilisés, aux États-Unis, pour distribuer de l'eau qui ne sera pas consommée puisqu'elle est perdue dans le réseau (A.F. Colombo & Karney, 2009).

2.5 Les sondes de suivi en continu de la qualité de l'eau

Les sondes de suivi de la qualité de l'eau, contrairement aux instruments de mesure traditionnels, sont bien souvent de plus petite taille et permettent généralement le suivi de plusieurs paramètres de façon simultanée (sondes multiparamétriques). Ces dernières peuvent, selon le modèle, être complètement autonomes sans nécessiter aucun ajout de produits chimiques ou de régénérants. De plus, certaines sondes transmettent les données via un réseau sans-fils ou ondes cellulaires. Ceci les rend particulièrement adaptées au déploiement dans le réseau secondaire qui est plus difficile d'accès pour les équipements traditionnels et pour le personnel de soutien puisque les chambres pouvant accueillir des équipements de contrôle sont petites (Hall et al., 2007; Hargesheimer et al., 2002; Storey et al., 2011).

Plusieurs équipements sont disponibles commercialement pour les municipalités désirant effectuer le suivi en continu de la qualité de leur eau. Les paramètres physico-chimiques mesurés pour décrire la qualité de l'eau incluent le pH, la température, la conductivité et le chlore libre. Ces équipements peuvent être installés directement sur la conduite par insertion ou être alimentés par une conduite de faible diamètre en dérivation. Plusieurs sondes destinées à être déployées en insertion ont été mises sur le marché assez récemment. Une des dernières sondes développée est la

sonde multiparamétrique IntellisondeTM. Cette sonde de mesure en continu permet de suivre en temps réel le débit, la pression, la température, la turbidité, le chlore libre et total, la conductivité, le pH ainsi que le potentiel d'oxydoréduction. Cette sonde a été l'objet de plusieurs articles de recherche et rapports (Aisopou, Stoianov, & Graham, 2012; Besner, 2013; Thompson & Fann, 2009). Ces travaux de recherches ont pour but de valider l'exactitude des données recueillies par les IntellisondeTM et ce dans diverses conditions d'écoulement et de qualité d'eau. Suite aux validations en laboratoire et sur des réseaux de distribution, Besner (2013), Aisopou et al. (2012) et Thompson and Fann (2009) concluent que les sondes multiparamétriques de suivi en continu de la qualité de l'eau sont des outils coûteux à l'achat et à entretenir, complexes et qui présentent des lacunes importantes questionnant la validité des données. En contrepartie, Kroll, King, and Klein (2006) ainsi que Malkov, Zachman, and Scribner (2009) affirment que l'utilisation de sondes de mesure en continu peuvent être des outils de suivi intéressant pour les municipalités si les sondes répondent au besoin de la municipalité et si un suivi aléatoire des paramètres est effectué avec les méthodes conventionnelles pour des fins de validation des sondes.

Certaines sondes sont en mesure d'utiliser des technologies plus poussées. *J-Mar Biosentry*TM propose une technologie à base de laser pour le suivi en continu du nombre de particules dans l'eau et la sonde submersible *Scan Spectrolyser*TM permet le suivi de la turbidité, de la demande en oxygène, de la concentration en nitrate et en nitrite, du carbone organique total et des composés aromatiques.

Malgré l'intérêt envers des sondes mesurant un grand éventail de paramètres comme les contaminants traces et les hydrocarbures, l'utilisation de paramètres physico-chimiques simples tels que le chlore libre, le carbone organique total, l'adsorbance UV et la turbidité couplés à des mesures de pression est souvent jugée suffisante pour effectuer un suivi adéquat de la qualité de l'eau distribuée pour un suivi normal. Ces indicateurs globaux de qualité d'eau peuvent réagir à la majorité des contaminants qui peuvent être introduits dans le réseau (Hall, Szabo, & Spence, 2010; Hall & al., 2007).

Malgré les développements technologiques récents, les technologies servant au suivi en continu de la qualité de l'eau présentent des problématiques freinant leur déploiement. van der Gaag and Volz (2008) évoquent les problématiques suivantes: (i) les sondes ne semblent pas rencontrer les besoins pratiques des municipalités, (ii) les coûts et la robustesse des équipements sont non-

satisfaisantes et (iii) la gestion ainsi que le traitement des données recueillies sont difficiles. En contrepartie, plusieurs logiciels tels *optiMQ-STM*, *InfoWater SLMTM*, *TEVASPOTTM* et *CANARYTM* ont été développés pour répondre à la troisième problématique évoquée par van der Gaag (Storey et al., 2011). Ces derniers assistent les municipalités dans la sélection des emplacements de mesures et dans le traitement et l'interprétation des données.

2.6 Sondes KAPTA 3000-AC4

Les sondes *KAPTATM*, développées par VEOLIA Water Technologie, sont des instruments analytiques installés en insertion mesurant en continu divers paramètres permettant d'évaluer en continu la qualité de l'eau et de détecter des événements de dégradation de la qualité de l'eau et de l'intégrité du réseau. VEOLIA Water propose deux types de sondes *KAPTATM*, soit la *KAPTATM 2000-AC2* et la *KAPTATM 3000-AC4*, permettant le suivi de deux ou de quatre paramètres. Le Tableau 2.4 résume les caractéristiques de mesure et d'utilisation de la sonde *KAPTATM 3000-AC4* testée dans ce projet.

Tableau 2-5 : Plages d'utilisation des sondes *KAPTATM 3000-AC4* selon les divers paramètres recueillis. Adapté de (VEOLIA, 2013)

Paramètres	Chlore actif	Conductivité	Pression absolue	Température
Plage d'utilisation	0-2,0 ppm	50-1000 μScm^{-1}	0-10 bar (0-145 psi)	0-40 °C
pH	6 - 9			
Résolution	0,01 ppm	1 μScm^{-1}	1 mbar	0,1 °C
Précision des mesures *	$\pm 0,03$ ppm	± 5 μScm^{-1}	± 50 mbar (25 °C) ± 100 mbar (0-40 °C)	$\pm 1,2$ °C
Exactitude des mesures *	± 5 %	± 5 %	-	-
Vitesses d'écoulement		Entre 0,03 m/s et 1,5 m/s		
Durée d'utilisation **		>12 mois		

* Données du fabricant.

**Varie selon la fréquence d'envoi de données.

Le modèle de sonde testée permet le suivi en continu du chlore actif, de la conductivité, de la pression et de la température. Ceci rend le modèle 3000-AC4 intéressant en vue d'un déploiement sur un réseau de distribution d'eau potable, comparativement au modèle 2000 qui permet seulement le suivi du chlore actif et de la température. De plus, ces sondes ne requièrent aucun ajout de produit chimique et les données prises sont automatiquement transmises. Ces caractéristiques des sondes *KAPTATM* permettent un déploiement dans des sections restreintes et difficiles d'accès des réseaux de distribution secondaires.

2.7 Objectifs de recherche

Ce projet de recherche se divise en trois objectifs distincts. Le premier objectif consiste à effectuer au laboratoire la validation de l'équation de transformation et de compensation du chlore actif en chlore libre, et ce pour différentes valeurs de pH, de température et de pression. Cette étape permet de quantifier l'erreur commise lors de l'application de l'équation, ce qui est indispensable pour une évaluation précise du chlore résiduel en réseau. Ces essais permettent aussi d'identifier l'impact de la variation du pH, de la température, de la vitesse et de la pression sur la fiabilité de l'équation de transformation. De plus, des essais seront effectués avec une solution d'eau pouvant représenter des conditions d'épisodes d'eau rouge (eau fortement concentrée en fer). Ceci a pour but de valider l'efficacité des sondes lorsqu'elles sont soumises à des événements d'eau colorée.

Le second objectif consiste à valider au laboratoire la répétabilité des mesures prises par les sondes KAPTA, c'est-à-dire à vérifier si deux sondes soumises aux mêmes conditions génèrent des lectures similaires. Ceci est primordial, puisque dans l'optique d'un déploiement de sondes à grande échelle sur un réseau de distribution il est important que les lectures soient uniformes.

Le dernier objectif est d'effectuer un suivi à moyen terme des sondes lorsque ces dernières sont installées sur le réseau de distribution d'eau potable. Ceci permet de s'assurer de la fiabilité des données recueillies lorsque les sondes sont soumises à des conditions changeantes, et ainsi de valider leur utilisation sur le terrain et d'émettre des recommandations pour leur utilisation.

CHAPITRE 3 MATÉRIELS ET MÉTHODES

Ce chapitre du mémoire a pour but d'exposer la méthodologie et le matériel utilisé pour réaliser la validation en laboratoire et sur le terrain des sondes de mesure en continu *KAPTATM 3000-AC4*. En premier lieu, la méthodologie des essais en laboratoire est décrite ainsi que les divers instruments de mesure et le fonctionnement du pilote. En deuxième lieu, la méthodologie pour la validation terrain est présentée.

3.1 Les sondes *KAPTA 3000-AC4*

3.1.1 Prise et transfert des données

Les sondes *KAPTATM 3000-AC4* sont programmées afin de prendre une lecture des quatre paramètres toutes les 10 secondes. Selon le mode choisi (turbo ou normal), la sonde effectue respectivement une moyenne des données sur 5 minutes ou sur une heure. Ces données sont stockées dans le boîtier GSM pour une durée de deux heures (mode turbo) ou d'une journée (mode normal) et envoyées via SMS à un intervalle de temps fixé par l'opérateur pouvant varier de 15 minutes à 24 heures.

3.1.2 Réception des données

Lorsque la sonde est fonctionnelle, cette dernière envoie, à intervalles réguliers via SMS (intervalles fixés dans le SMS d'activation) les lectures prises durant cette période de temps. Ces SMS sont recueillis et archivés sous forme de fichiers CSV dans le boîtier de communication *KaptaLinkTM* et sous forme XML sur un serveur en ligne. De plus, l'interface Fusion mise en place par le fournisseur permet d'accéder aux données via Internet. Il est impossible d'avoir accès aux données directement à partir de la sonde. Ainsi, il est primordial que le signal de réception de la sonde soit suffisamment puissant pour permettre l'envoi des données, car dans le cas contraire, ces dernières sont perdues.

3.1.3 Le chlore actif

Il est important de mentionner que les sondes *KAPTATM 3000-AC4* mesurent le chlore actif (HOCl) et non le chlore libre qui est la somme de l'acide hypochlorite (HOCl) et de l'ion hypochlorite (OCl⁻).

La détermination de la concentration en chlore actif de l'eau est effectuée à l'aide d'une électrode de référence et d'une électrode de mesure, toutes deux disposées sous la sonde. Ces dernières

possèdent une membrane faite à partir d'un gel permettant uniquement la diffusion de l'ion hypochlorite et de l'acide hypochlorite. Ainsi, les concentrations de ces deux composés se retrouvent dans les électrodes à l'équilibre avec les concentrations retrouvées dans l'eau. L'application d'un courant électrique dans l'électrode de lecture permet la production de H^+ dans la membrane par l'oxydation de l'eau selon la réaction : $H_2O \rightarrow 2O_2 + 4H^+ + 4e^-$. La formation de protons permet la conversion de l'ion hypochlorite en acide hypochloreux selon la réaction : $HOCl \leftrightarrow OCl^- + H^+$. Par le fait même, la concentration du chlore actif représente la valeur du chlore libre ($[OCl^-] + [HOCl]$) présent dans l'eau. Ainsi, l'application d'une différence de potentiel (voltage) entre les deux électrodes permet la réduction du chlore actif et la production d'un courant électrique selon la réaction : $HOCl + H^+ + 2e^- \rightarrow Cl^- + H_2O$. Le courant est mesuré aux deux électrodes et est proportionnel à la concentration du chlore actif présent dans l'eau. Il est possible de convertir la concentration de chlore actif obtenue par la sonde en valeur de chlore libre à l'aide de l'équation suivante (Beriet, De Coulon, & Lemoine, 2014).

$$[Chlore\ libre_{equiv.}]_{\frac{mg}{L}} = [Chlore\ actif]_{\frac{mg}{L}} \times (1 + 10^{((pH+C \times i)-pKa)}) \quad (\text{éq.5})$$

$$C = \frac{1}{4 \times n \times F \times D \times R} \quad (\text{éq.6})$$

$$[(Chlore\ libre_{equiv})_{comp.}]_{\frac{mg}{L}} = \frac{[Chlore\ libre_{equiv.}]_{\frac{mg}{L}}}{(1 + 0,023 \times (25 - Température))} \quad (\text{éq.7})$$

Où,

n = Nombre d'électrons provenant de la réaction d'oxydation-réduction

F = Constante de Faraday

D = Constante de diffusion déterminée en laboratoire

R = Rayon de l'électrode

i = Intensité du courant généré

$$pKa = \frac{3000}{T} - 10,0686 + 0,0253 \times T \quad (\text{Morris, 1966})$$

T = Température en Kelvin

En considérant la valeur de $C \times i$ comme négligeable en raison de sa petite valeur vis-à-vis au pH, l'équation de transformation du chlore actif au chlore libre est la suivante,

$$[Chlore\ libre_{equiv.}]_{\frac{mg}{L}} = [Chlore\ actif]_{\frac{mg}{L}} \times (1 + 10^{(pH-pKa)}) \quad (\text{éq.8})$$

3.2 Matériels et méthodes des essais en laboratoire

3.2.1 Pilote en circuit fermé

Afin de réaliser la validation des sondes en laboratoire, un pilote en circuit fermé a été développé.

Les Figure 3.1.1 à Figure 3.2 suivantes illustrent le fonctionnement du pilote.

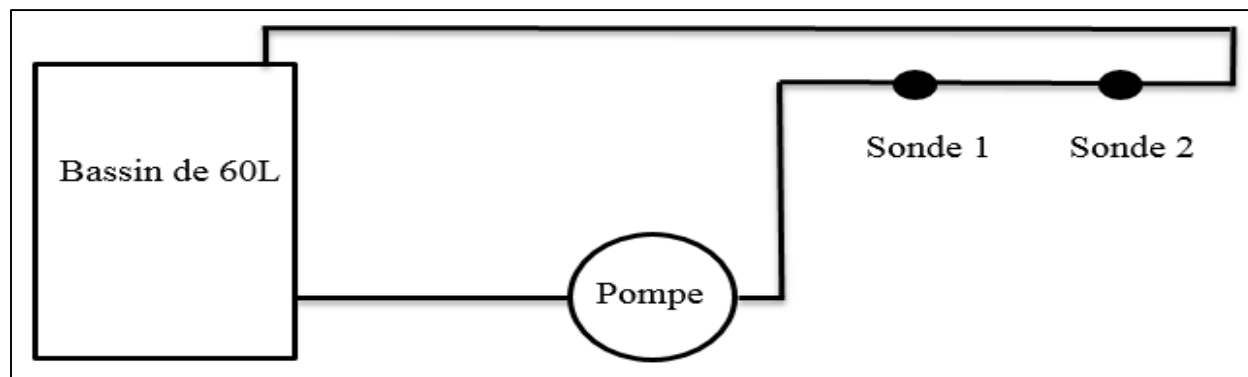


Figure 3.1 : Schéma d'écoulement du pilote en circuit fermé.



Figure 3.3 : Illustration du bassin de stockage de 60 litres.

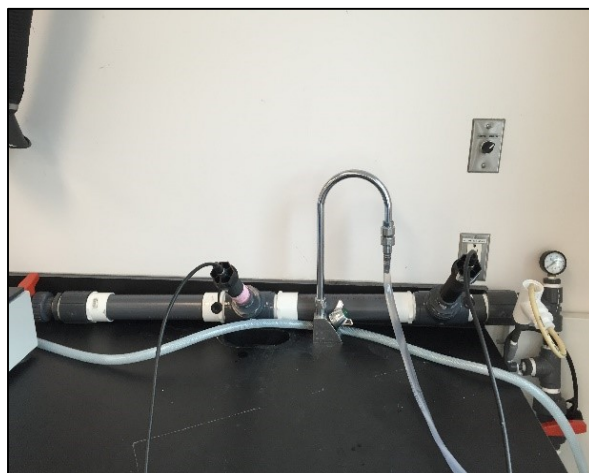


Figure 3.2 : Installation des deux sondes sur la conduite du pilote (angle 30°).

Puisque le pilote est en circuit fermé, il permet d'effectuer des essais de huit heures avec un pH, une température, une vitesse d'écoulement et une pression très stables (variations : $\Delta\text{pH} = \pm 0,05$; $\Delta T = \pm 1,0^\circ\text{C}$; $\Delta V = \text{nulle}$; $\Delta P = \text{nulle}$) sur la durée de l'essai. Cette particularité est indispensable afin d'isoler le paramètre ciblé pour l'essai (pH, pression, température ou vitesse). De plus, le pilote permet une décroissance naturelle du chlore d'environ 0,5 mg/L sur une période de huit heures d'essai. Ceci permet de valider les sondes sous conditions de pH, de pression et de température stable, et sur une gamme variable de concentration de chlore libre résiduel.

3.2.2 Essais des sondes *KAPTA 3000-AC4TM* en eau chaude

Comme énoncé dans les objectifs du projet de recherche, les essais en laboratoires ont pour objectif de valider l'équation de transformation du chlore actif en chlore libre, et ce pour diverses propriétés physico-chimiques d'eau (pH, chlore libre et température). Pour ce faire, les deux sondes positionnées sur le pilote sont soumises à 10 essais dont les conditions sont présentées dans le Tableau 3-1. Chaque essai était d'une durée de 8 heures, et la température de l'eau est de $21,0 \pm 1,0^\circ\text{C}$.

Tableau 3-1 : Conditions des essais en laboratoire pour les essais en eau chaude ($21,0 \pm 1,0^\circ\text{C}$).

Essais	Pression (PSI)	Vitesse d'écoulement (m/s)	pH	Chlore libre initial (mg/L)
1	18	0,03	6,5	1,00
2	18	0,03	6,5	0,50
3	18	0,03	7,0	1,00
4	18	0,03	7,0	0,50
5	18	0,03	7,5	1,00
6	18	0,03	7,5	0,50
7	18	0,03	8,0	1,00
8	18	0,03	8,0	0,50
9	18	0,03	8,5	1,00
10	18	0,03	8,5	0,50

La méthodologie employée pour valider les sondes KAPTA est identique pour tous les essais réalisés :

- 1) Remplir le réservoir de 60 L avec de l'eau du réseau (standard) et la laisser reposer pour une durée minimum de 12 heures. Ceci permet de déchlorer complètement l'eau et de stabiliser son pH.
- 2) Ajuster la concentration de chlore libre avec une solution d'hypochlorites (eau de Javel) et d'eau déminéralisée (eau DM) ayant un ratio de 1 pour 100.
- 3) Ajuster le pH avec une solution d'acide chlorhydrique (HCl; 0,1M) ou d'hydroxyde de sodium (NaOH; 0,1M) selon la valeur de pH désirée.
- 4) Mesurer les paramètres initiaux (pH, température et chlore libre) de la solution dans le réservoir de 60 L.
- 5) Mettre en fonction la pompe et effectuer des lectures des paramètres (pH, température et chlore libre) toutes les heures directement à partir de l'eau du réservoir, et ce pour toute la

durée de l'essai. Les lectures de chlore libre sont effectuées à l'aide d'un spectrophotomètre par méthode colorimétrique (DPD).

- 6) Répéter les étapes 1 à 5 en variant le pH et la concentration en chlore libre de la solution initiale jusqu'à ce que toutes les combinaisons indiquées dans le Tableau 3-1 aient été testées.

Lors des 10 essais, la température (°C), le pH, le chlore libre (mg/L) et la pression (PSI) sont mesurés à des intervalles d'une heure. De plus, la sonde KAPTA mesure la concentration en chlore actif (ppm), la température (°C), la pression (bar) et la conductivité (μScm^{-1}) à des intervalles de 5 minutes et ce pendant toute la durée de l'essai. Les données de chlore actif mesurées par la sonde sont converties avec les équations 7 et 8 (voir chapitre 2.2.3) et comparées avec les valeurs théoriques mesurées prises avec la méthode de spectrométrie DPD.

3.2.3 Essais des sondes *KAPTA 3000-AC4™* en eau froide

Les essais en eau froide sont effectués selon une méthodologie identique aux essais en eau chaude. Afin de modifier la température de l'eau pour les essais, le pilote utilisé a été placé dans une chambre froide. Ceci permet de maintenir la température de l'eau dans le réservoir de 60 L à $7,0 \pm 1,0^\circ\text{C}$. Les conditions testées sont indiquées au Tableau 3-1.

3.2.4 Essais des sondes *KAPTA 3000-AC4™* en écoulement à faible vitesse

Les essais à faible vitesse d'écoulement ont pour but de valider la fiabilité des sondes *KAPTA* pour une utilisation dans les sections à faible écoulement du réseau de distribution (cul-de-sac). Puisque le manufacturier de la sonde spécifie une vitesse d'écoulement minimale de 0,03 m/s il est important de connaître le niveau de précision lorsque la vitesse est inférieure à la norme recommandée. Pour ce faire, la méthodologie des essais en eau chaude et en eau froide a été utilisée. Par contre, la vitesse d'écoulement dans la section de conduite du pilote a été réduite à 0,02 m/s. La vitesse d'écoulement a été calculée à l'aide de l'équation suivante,

$$\text{Débit} \left(\frac{\text{m}^3}{\text{s}} \right) = \text{Vitesse} \left(\frac{\text{m}}{\text{s}} \right) \times \text{Aire} (\text{m}^2) \quad (\text{éq.9})$$

Le débit du montage a été calculé par la méthode volumétrique à l'aide d'un cylindre gradué de 1 litre. La vitesse d'écoulement est établie à 0,03 m/s et l'aire d'écoulement est celle d'une conduite de 2 pouces, soit $0,0077 \text{ m}^2$. Lors de l'essai, la température (°C), le pH, le chlore libre (mg/L) et la pression (PSI) sont pris à des intervalles d'une heure. De plus, la sonde KAPTA mesure la

concentration en chlore actif (ppm), la température (°C), la pression (bar) et la conductivité (μScm^{-1}) à des intervalles de 5 minutes et ce durant toute la durée de l'essai. Le Tableau 3-2 présente les conditions des essais réalisés.

Tableau 3-2 : Condition des essais pour les essais vitesse variable.

Essais	Pression (PSI)	Vitesse d'écoulement (m/s)	pH	Chlore libre initial (mg/L)
1	5	0,044	8,00	1,00
2	10	0,039	8,00	1,00
3	15	0,033	8,00	1,00
4	20	0,024	8,00	1,00

3.2.5 Essais des sondes *KAPTA 3000-AC4TM* en évènement d'eau rouge

Les événements d'eau rouge constituent une problématique fréquente du réseau de distribution et représentent la première cause de plaintes de consommateurs. Il s'agit aussi de phénomènes transitoires pouvant mener à une dégradation rapide de la qualité de l'eau. Pour cette raison, les sondes ont été soumises à des événements transitoires d'eau rouge simulés au laboratoire avec une eau contenant différentes concentrations en fer total. Le Tableau 3-3 présente les différentes conditions d'essais.

Tableau 3-3 : Conditions testées pour les essais en eaux rouges

Essais	Pression (PSI)	Vitesse d'écoulement (m/s)	pH	Chlore libre initial (mg/L)	Masse de poudre ajoutée (g)
Blanc	18	0,03	8,00	1,00	0,00
1	18	0,03	8,00	1,00	0,36
2	18	0,03	8,00	1,00	3,6
3	18	0,03	8,00	1,00	36

Les concentrations en fer total de l'eau dans les essais sont dosées avec une poudre de fer caractérisée au préalable (types de dépôts et teneur en fer). Cette poudre a été obtenue avec le broyage de dépôts de fer recueillis dans des conduites de fontes excavées d'un réseau de distribution. Les Figure 3.4 à Figure 3.6 présentent les dépôts intacts et la poudre résultante.



Figure 3.4 : Dépôts de fer recueillis dans les conduites de fontes.



Figure 3.5 : Broyage des dépôts avec un pilon et un mortier.



Figure 3.6 : Poudre de fer obtenue suite au broyage et non tamisée.

La méthodologie des essais en évènement transitoire d'eau rouge est identique pour les 4 conditions testées :

- 1) Remplir le réservoir de 60 L avec de l'eau du réseau (standard) et la laisser reposer pour une durée minimum de 12 heures. Ceci permet de déchlorer complètement l'eau et de stabiliser son pH.
- 2) Passer au tamis 80 μm la poudre jusqu'à obtenir la masse requise pour l'essai.
- 3) Ajuster la concentration de chlore libre avec une solution d'hypochlorites (eau de Javel) et d'eau déminéralisée (eau DM) ayant un ratio de 1 pour 100.
- 4) Ajuster le pH avec une solution de HCl (0,1M) ou de NaOH (0,1M) selon la valeur de pH désirée.
- 5) Mesurer les paramètres initiaux (pH, température, chlore libre, couleur et turbidité) de la solution dans le réservoir de 60 L.
- 6) Prélever deux échantillons de 50 mL pour déterminer les concentrations initiales en fer total et fer dissous dans le réservoir de 60 L (avant ajout de la poudre de fer).
- 7) Mettre en fonction la pompe et effectuer des lectures des paramètres (pH, température, chlore libre, couleur et turbidité) toutes les heures directement à partir de l'eau du réservoir, et ce pour toute la durée de l'essai. Les lectures de chlore libre sont effectuées à l'aide d'un spectrophotomètre.
- 8) Après 120 minutes d'essais, ajouter la quantité de poudre de fer pour atteindre la concentration voulue.
- 9) Prélever deux échantillons de 50 mL à 120 minutes, 240 minutes et 480 minutes pour la détermination des concentrations en fer total et fer dissous durant l'essai.
- 10) Effectuer des lectures des paramètres (pH, température, chlore libre, couleur et turbidité) toutes les heures directement à partir de l'eau du réservoir, et ce pour toute la durée de l'essai.
- 11) Répéter les étapes 1 à 9 en variant la masse de poudre de fer ajouté à la solution initiale jusqu'à ce que toutes les combinaisons indiquées dans le Tableau 3-3 aient été testées.

Lors des quatre essais, la température ($^{\circ}\text{C}$), le pH, le chlore libre (mg/L) et la pression (PSI) sont mesurés à des intervalles d'une heure. La couleur est mesurée avec un spectrophotomètre à une longueur d'onde de 416 nm et la turbidité à l'aide d'un turbidimètre. Les concentrations en fer total

et fer dissous sont obtenues avec une méthode de digestion à chaud avec ajout de 10 mL de HNO_3 (10%). La concentration en fer dissous est obtenue à l'aide d'échantillons d'eau filtré à $0,45\ \mu\text{m}$. De plus, la sonde KAPTA mesure la concentration en chlore actif (ppm), la température ($^{\circ}\text{C}$), la pression (bar) et la conductivité (μScm^{-1}) à des intervalles de 5 minutes et ce durant toute la durée de l'essai. Les données de chlore actif mesurées par la sonde sont converties avec les équations 7 et 8 (voir chapitre 2.2.3) et comparées avec les valeurs théoriques prises avec la méthode de spectrométrie DPD.

3.2.5.1 Caractérisation de la poudre de fer

Les caractéristiques chimiques (composition élémentaire et concentration en métaux) ainsi que les propriétés physiques (tailles des particules) sont obtenues par la démarche suivante :

- Un essai de sédimentométrie est effectué selon la méthode standard D422-63 (approuvée 2007) (International, 2007) du Standard Method a été effectué dans le but de déterminer la granulométrie de la poudre. Une masse de 65,03 grammes de poudre a été utilisée pour cet essai et le défloculant utilisé est l'hexamétophosphate à une concentration de 4 g/L. Un tamisage à $80\ \mu\text{m}$ a été effectué avant l'essai de sédimentométrie pour garder seulement les particules passantes puisque le diamètre théorique des particules, selon la littérature (Boxall & Saul, 2005), est de 5 à $100\ \mu\text{m}$. Les résultats de l'essai de sédimentométrie sont présentés au chapitre 4.
- Afin de déterminer la teneur élémentaire en fer et en autres métaux de la poudre, un essai de digestion d'une analyse ICP-AES est complété (Métaux : Fe, Al, Bi, Ca, Cd, Co, Cu, Mg, Mn, Mo, Ni, Pb et Zn). Les résultats sont disponibles au chapitre 4.
- Afin de connaître les oxydes de fer présents dans la poudre, une analyse par diffraction aux rayons X (DRX) a été effectuée. Les résultats sont disponibles au chapitre 4.

3.2.6 Exactitude des instruments utilisés

Puisque les données de chlore libres calculées sont comparées à la concentration théorique mesurée par spectrophotométrie, il est indispensable de connaître la précision des instruments utilisés.

Tableau 3-4 : Caractéristiques des instruments de mesure en laboratoire.

Paramètre	Instrument	Unité	Performance
Température	Thermomètre digital	°C	± 0,1 °C
Chlore libre	DPD	mg/L	± 5% de la lecture ou ± 0,05 mg/L (le plus élevé des deux)
Turbidité	Turbidimètre HACH 2100N	UTN	± 2% de la lecture ou ± 0,01 UTN (le plus élevé des deux)
Masse	Denver instrument S-234	G	± 0,1 mg
pH	Accumet BASIC AB15	-	± 0,02

3.3 Essais sur le réseau de distribution

3.3.1 Méthodologie

Afin de valider les sondes *KAPTATM* lorsque soumises à des conditions d'eau représentatives d'un réseau de distribution d'eau potable, les sondes ont été déployées à divers sites de deux réseaux pendant 4 à 6 mois. Les données recueillies par les sondes (pression, conductivité, chlore actif et température) sont comparées aux lectures en continu des équipements déjà sur site, ou à des lectures ponctuelles prises de façon hebdomadaire. Ceci a pour but de valider la fiabilité à long terme des lectures prises par les sondes dans des conditions d'eau changeantes.

3.3.2 Sites de déploiement

Durant la période des essais sur le réseau de distribution, huit sondes *KAPTA 3000-AC4TM* ont été déployées. Deux sondes ont été installées en dérivation dans deux chambres de rechloration, soit Saint-Martin et Dagenais du réseau de distribution de Laval. De plus, trois sondes en dérivation dans des bâtiments publics du réseau de l'arrondissement de Ville LaSalle. Le Tableau 3-5 : Caractéristiques des sites de déploiement. présente les caractéristiques des emplacements choisis.

Tableau 3-5 : Caractéristiques des sites de déploiement.

Caractéristiques	Réseau de Laval		Réseau Lasalle		
	St-Martin	Dagenais	1	2	3
Âge	35 ans	27 ans	65 ans	20 ans	-
Matériau	Fonte ductile	Hyprescon	Fonte ductile	Fonte ductile	Fonte grise
Diamètre	350 mm	900 mm	10 pouces	6 pouces	8 pouces
Usine	Pont-Viau	Chomedey	Lachine	Lachine	Des Bailleurs
Débit moyen (conduite)	1200 l/min	8500 l/min	-	-	-

3.3.3 Instrumentation et mesure

3.3.3.1 Réseau Laval

Les deux sondes déployées dans les chambres de rechloration sont installées en dérivation à l'aide d'un montage comprenant la sonde *KAPTA™*, un capteur de conductivité et de température HACH Digital Contacting Conductivity Sensor de modèle D3433E8. La photographie suivante illustre le montage utilisé.

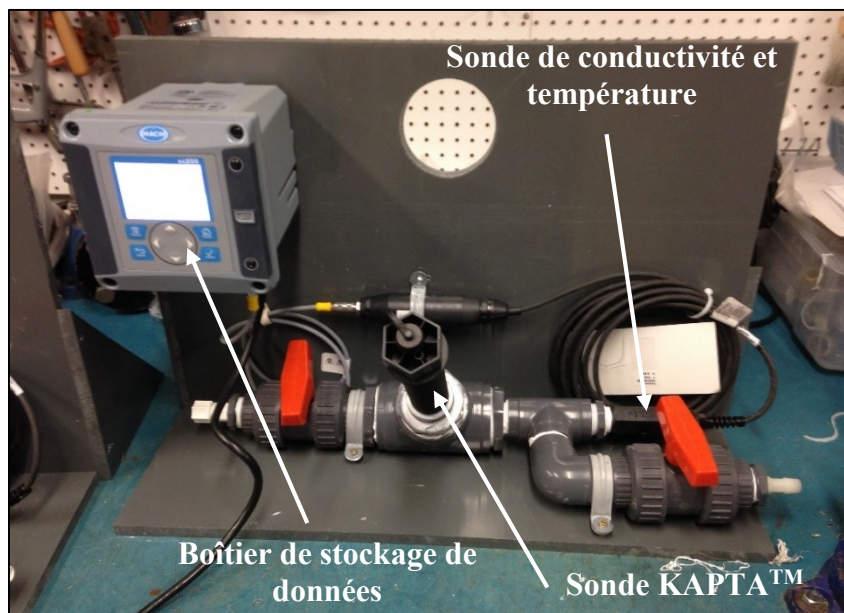


Figure 3.7 : Montage utilisé sur le réseau de distribution de Laval.

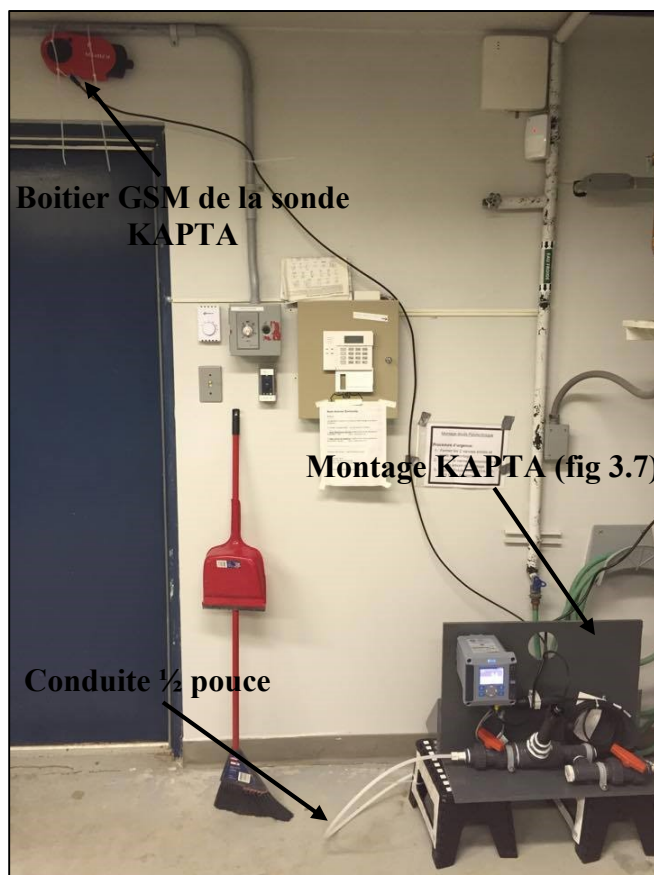


Figure 3.8 : Installation du montage des sondes KAPTA™.

Les données de chlore libre obtenues à partir des valeurs de chlore actif prises par la sonde sont comparées aux données SCADA des instruments de mesure en continu déjà en place dans les salles de mesure de ces chambres. L'instrument de mesure de chlore libre est de marque Swann Analytical Instrument et de type 3 electrodes sensor system. De plus, les données de pH sont nécessaires pour l'application de l'équation de conversion. Les données de pH sont obtenues par une sonde de pH de modèle pH Swansensor par Swann Analytical Instrument présente dans la chambre de mesure des salles. Les instruments de mesure de pH et de chlore libre donnent la valeur moyenne des paramètres à un pas de temps de 5 minutes. Afin de permettre une analyse approfondie des résultats de la sonde, les valeurs de turbidités moyennes sur 5 minutes sont prises à l'aide d'un turbidimètre HACH 1720E. Le Tableau 3-6 présente les caractéristiques des différents instruments de validation des données prises par la sonde KAPTA™.

Tableau 3-6 : Caractéristiques des instruments de suivi sur le réseau de Laval.

Paramètre	Instrument	Unité	Performance	Intervalles
Température	Digital Contacting Conductivity Sensor	°C	± 2 % de la valeur	5 minutes
Conductivité	Digital Contacting Conductivity Sensor	$\mu\text{.Scm}^{-1}$	± 2 % de la valeur	5 minutes
Chlore libre	Swann Analytical 3 electrodes sensor system	ppm	± 0,01 ppm si chlore libre entre 0 et 1 ppm ± 0,06 ppm si chlore libre > 1 ppm	5 minutes
	DPD	mg/L	± 5% de la lecture ou ± 0,05 mg/L (le plus élevé des deux)	Ponctuel
Turbidité	Turbidimètre HACH 1720E	UTN	± 2% de la lecture ou ± 0,02 UTN (le plus élevé des deux)	5 minutes
pH	pH Swansensor	-	2 à 12 pH ± 0,02	5 minutes

3.3.3.2 Réseau Lasalle

Les trois sondes déployées dans des bâtiments publics sont installées en dérivation au niveau de l'entrée d'eau à l'aide d'un montage comprenant : la sonde *KAPTATM*, un capteur de conductivité et de température HACH de modèle D3433E8, un turbidimètre HACH 1720^E de modèle 29768-00 ainsi que d'une sonde de pH HACH de modèle DPD1P1. La Figure 3.9 illustre le montage utilisé.

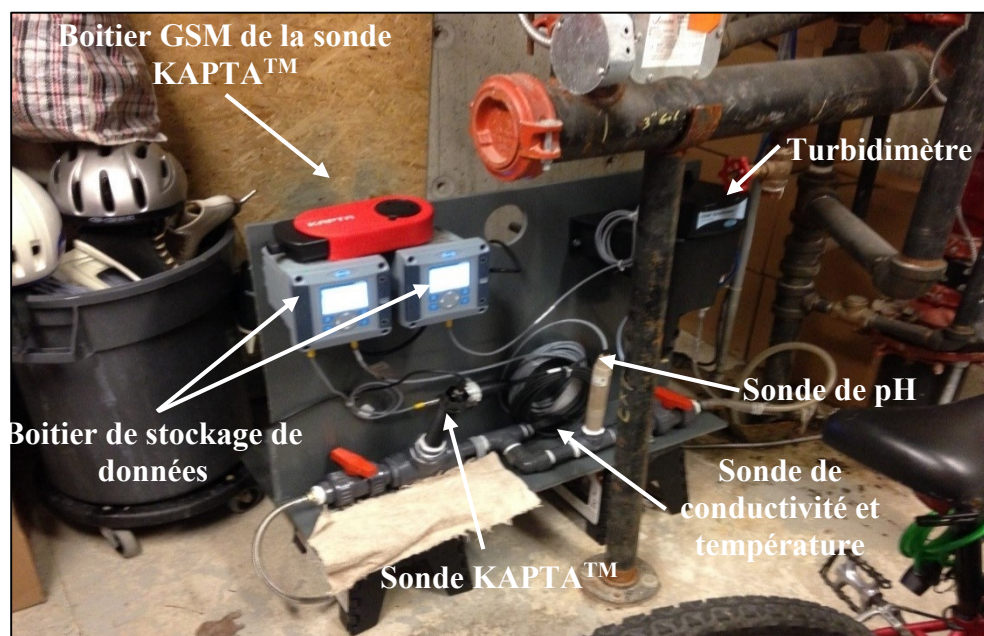


Figure 3.9 : Montage utilisé dans les bâtiments du réseau de Lasalle.

Les données de chlore libre obtenues avec la transformation du chlore actif (chlore libre équivalent) sont comparées à des lectures ponctuelles hebdomadaires faites par DPD. Le Tableau 3-7 présente les caractéristiques des différents instruments présents en parallèle aux sondes KAPTA™ sur les montages, et utilisés pour la comparaison.

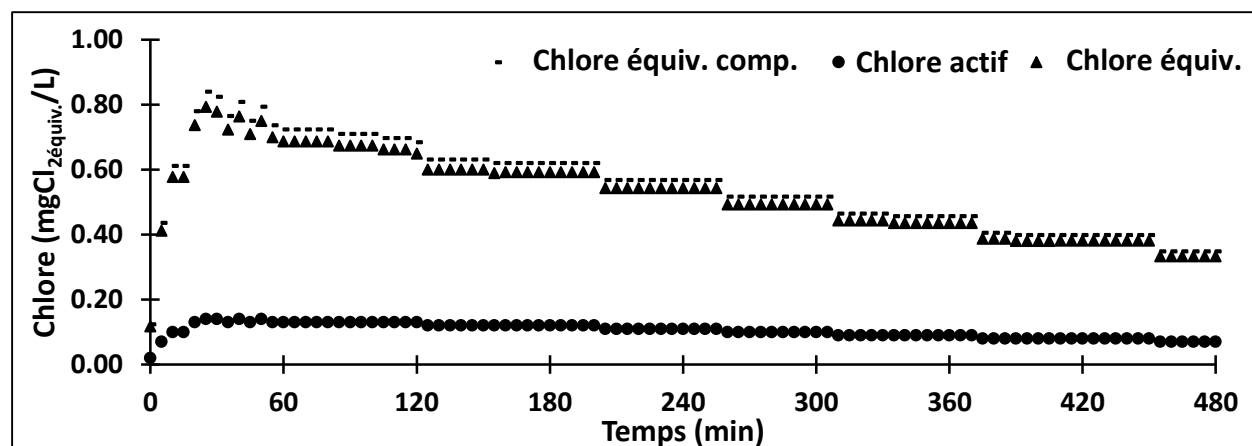
Tableau 3-7 : Caractéristiques des instruments de suivi sur le réseau de Lasalle.

Paramètre	Instrument	Unité	Performance	Intervalles
Température	Digital Contacting Conductivity Sensor	°C	± 2 % de la valeur	5 minutes
Conductivité	Digital Contacting Conductivity Sensor	μScm^{-1}	± 2 % de la valeur	5 minutes
Chlore libre	DPD	mg/L	± 5% de la lecture ou ± 0,05 mg/L (le plus élevé des deux)	Ponctuel (1 x sem.)
Turbidité	Turbidimètre HACH 1720E	UTN	± 2% de la lecture ou ± 0,02 UTN (le plus élevé des deux)	5 minutes
pH	Hach pHd sc Online Process pH Sensor	-	2 à 12 pH ± 0,02	5 minutes

3.4 Traitement des données

3.4.1 Données de chlore actif

Les données de chlore actif obtenues par les sondes *KAPTA™* déployées sur les deux réseaux de distribution et les sondes utilisées dans les essais en laboratoire sont transformées en données de chlore libre équivalent. Ceci est effectué à l'aide des équations 7 et 8 présentées à la section 2.6.3 et des paramètres de pH et de températures obtenues avec les instruments de mesure déjà en place (thermomètre, pH-mètre et sonde de chlore libre) ou par les méthodes conventionnelles (DPD). La Figure 3.10 présente la conversion du chlore actif en chlore libre équivalent compensé.



Les concentrations de chlore libre équivalent sont comparées aux concentrations mesurées par la méthode DPD (référence). Pour les essais en laboratoire, les données de chlore libre de référence sont mesurées de façon horaire avec la méthode colorimétrique DPD. Le Tableau 3-8 présente les données de chlore libres obtenues lors d'un essai en laboratoire.

Tableau 3-8 : Exemple de données de chlore libre obtenues lors d'un essai en laboratoire.

Temps (min)	Chlore libre (mg/L)
0	0,90
60	0,78
120	0,71
180	0,66
240	0,62
300	0,57
360	0,51
420	0,48
480	0,47

Ainsi avec les données du Tableau 3-8, il est possible de déterminer la concentration en chlore de la solution en fonction du temps à l'aide d'une régression polynomiale.

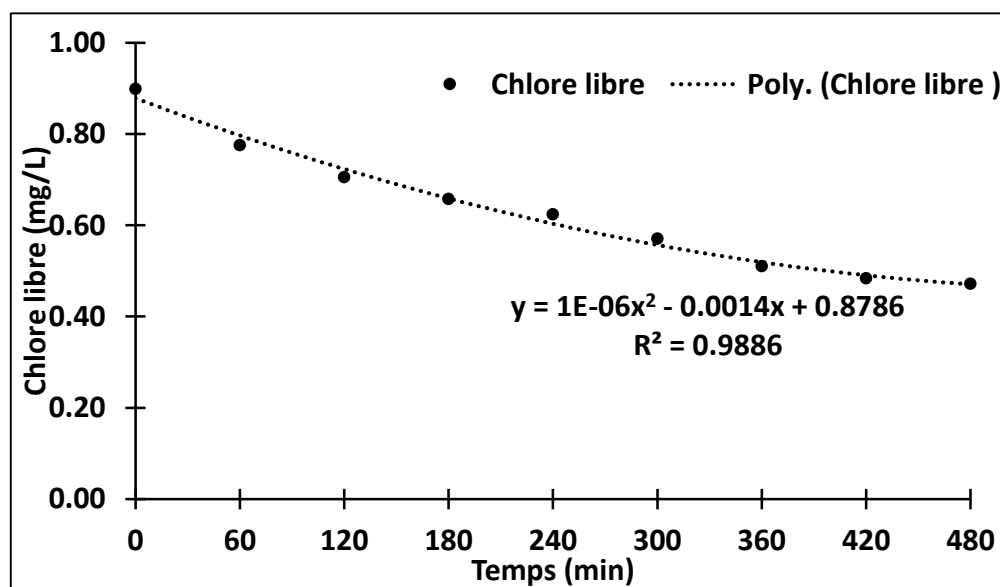


Figure 3.11 : Variation du chlore libre par DPD en fonction du temps pour un essai en laboratoire.

Ainsi, les données de chlore libre équivalent (sonde) peuvent être comparées aux concentrations de chlore libre de référence (DPD) obtenues par la régression. La différence absolue entre la concentration en chlore équivalent (sonde) et la concentration de référence (DPD) représente l'erreur absolue générée par l'application des équations 7 et 8. La méthodologie est identique pour

les essais sur les réseaux de distribution. Par contre la concentration de chlore libre de référence est obtenue à l'aide des instruments de mesures déjà en place dans les salles de mesures ou les instruments du montage.

3.4.2 Données de température et conductivité

Le traitement des données de température et de conductivité est beaucoup plus simple puisque la sonde *KAPTATM* permet de mesurer la température en degré Celsius et la conductivité en $\mu\text{S.cm}^{-1}$ directement. Ainsi aucune conversion n'est nécessaire pour les comparer aux données de référence.

CHAPITRE 4 RÉSULTATS

Le chapitre 4 a pour but de présenter les résultats suite aux essais en laboratoire, et suite à l'implantation des sondes sur deux réseaux de distribution. Ces derniers ont été obtenus avec la méthodologie présentée dans les sections 3.1 et 3.2 du chapitre précédent.

4.1 Essais en laboratoire pour différentes conditions de chlore, température, pH et pression

Les résultats présentés dans cette section ont pour but de répondre aux hypothèses de recherche 2 et 3 présentées au chapitre 1, soit :

- 2) L'équation de transformation et l'équation de compensation du chlore actif permettent d'obtenir des valeurs de chlore libre équivalent à partir des données de chlore actif prises par la sonde, et ce dans diverses conditions physico-chimiques de l'eau, de pression et d'écoulement.
- 3) La variabilité de la température, de la concentration en chlore et du pH de l'eau sont les trois facteurs pouvant influencer la précision des données de chlore libre obtenues à l'aide de la transformation du chlore actif.

Les essais en laboratoire ont été réalisés à l'aide du pilote en circuit fermé présenté à la section 3.1.1 du chapitre précédent.

4.1.1 Influence de la température de l'eau sur l'erreur absolue

Suite aux 20 essais en laboratoire réalisés en eau chaude (21 °C) et en eau froide (7 °C), il est possible d'obtenir la concentration en chlore libre équivalent de l'eau en fonction du temps en utilisant l'équation de conversion et l'équation de compensation (équations 7 et 8), et ce pour les 20 essais. Ces concentrations peuvent être comparées aux concentrations en chlore réelles obtenues par la méthode colorimétrique (DPD). Ainsi, en regroupant les différentes erreurs absolues obtenues en fonction de la température de l'eau, il est possible de déterminer l'influence de la température sur l'erreur absolue.

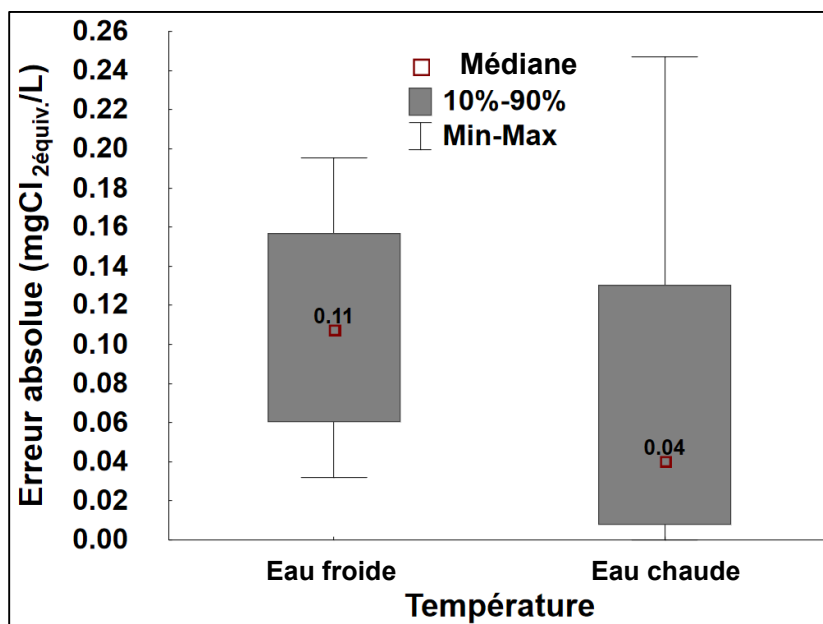


Figure 4.1 : Variation de l'erreur absolue en fonction de la température de l'eau (Eau froide = $7\pm 1^\circ\text{C}$, Eau chaude = $21\pm 1^\circ\text{C}$, $n = 970$)

La Figure 4.1 démontre que l'erreur médiane en eau chaude (0,04 mg/L) est significativement inférieure à celle en eau froide (0,11 mg/L) (test non-paramétrique Kolmogorov-Smirnov; $p < 0,001$). Cette différence peut être expliquée par la variation de la forme de chlore présente dans l'eau en fonction de la température. Comme mentionné dans la revue de littérature au Chapitre 2, la constante de dissociation du chlore dans l'eau (pK_a) varie en fonction de la température. Ainsi, en eau froide le chlore libre est majoritairement sous forme d'acide hypochloreux (HOCl) tandis qu'en eau chaude l'ion conjugué hypochlorite (OCl^-) est dominant. Puisque la sonde *KAPTA*TM mesure seulement la concentration de HOCl , les lectures sont plus élevées en eau froide qu'en eau chaude. Puisque l'erreur spécifiée par le fabricant est de 5 % sur la lecture, il est anticipé que l'erreur soit plus élevée lorsque les lectures sont plus élevées (eau froide) expliquant la différence observée (Figure 4.1). De plus, lorsque la température de l'eau est faible, la compensation du chlore libre équivalent avec l'équation 7 est importante puisque la température de l'eau s'éloigne de la température de référence de 25°C . Puisque cette équation est empirique, l'application de cette dernière induit une erreur s'ajoutant à l'erreur de lecture. En contrepartie, il est possible de constater que l'erreur en eau chaude peut atteindre des valeurs plus importantes qu'en eau froide (jusqu'à 0,25 mg/L). Cette augmentation de l'erreur absolue est due à la résolution de 0.01 mg/L des lectures de chlore actif prises par la sonde. Ainsi, en eau chaude et lorsque le pH de l'eau est supérieur à 8, une donnée de chlore actif de 0,01 mg/L représente une valeur de chlore libre

équivalent de 0,1 mg/L. Ainsi des variations de moins de 0,1 mg/L de chlore résiduel ne seront pas détectées, ce qui limite l'identification de faibles décroissances de chlore par la sonde.

4.1.2 Influence du pH de l'eau sur l'erreur absolue

Les 20 essais en laboratoire, en plus d'avoir été faits en eau chaude et en eau froide, ont été effectués à des pH variant de 6,5 à 8,5 par incrément de 0,5. Ceci permet donc d'établir une relation entre la variation de l'erreur absolue commise par la conversion du chlore actif en fonction du pH de l'eau.

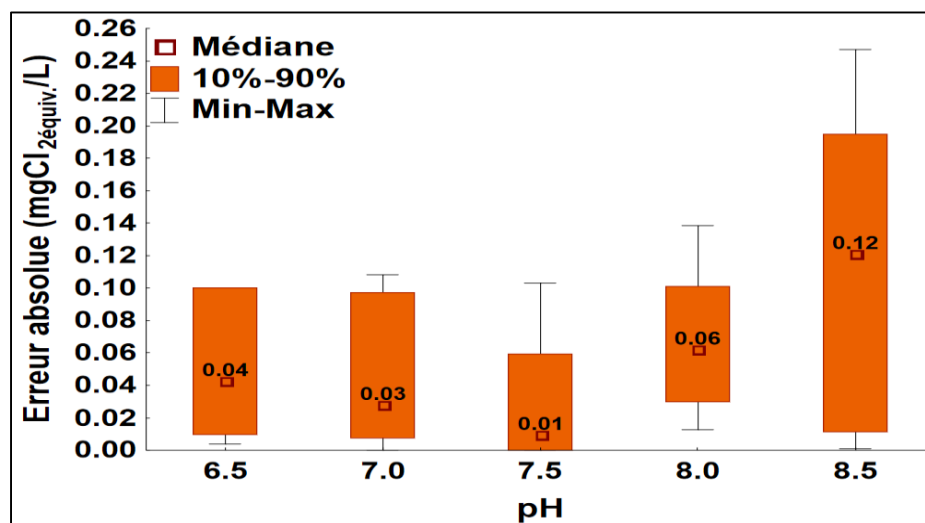


Figure 4.2 : Variation de l'erreur absolue en fonction du pH en eau chaude. (Eau chaude = $21 \pm 1^\circ\text{C}$; $\text{pH} \pm 0,05$; $n = 97$)

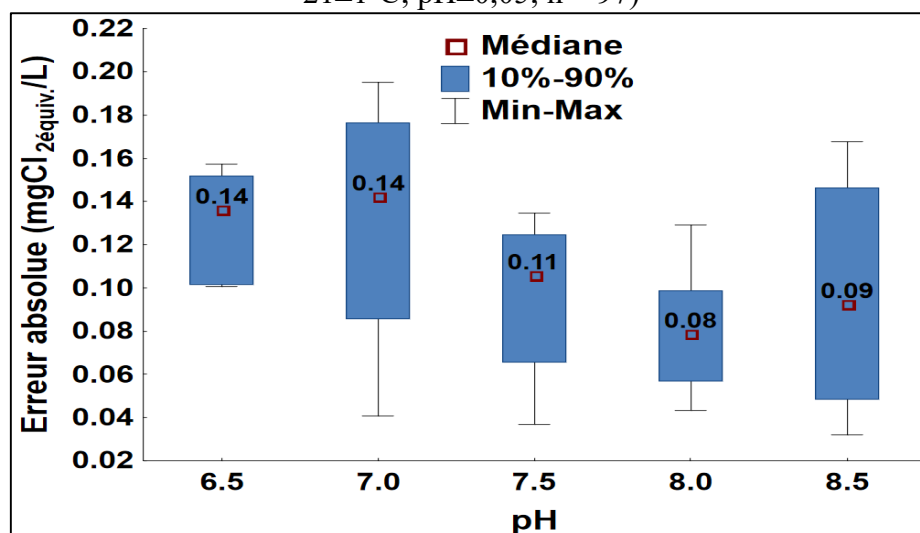


Figure 4.3 : Variation de l'erreur absolue en fonction du pH en eau froide. (Eau froide = $7 \pm 1^\circ\text{C}$; $\text{pH} \pm 0,05$; $n = 97$).

On constate suite à l'analyse des Figure 4.2 Figure 4.3 que l'erreur absolue est réduite lorsque le pH de l'eau s'approche du pKa du chlore actif. Lors des essais en eau chaude, le pKa est de 7,56

et l'erreur est minimale au pH de 7,5. De la même façon, lors des essais en eau froide, le pKa est de 7,86 et l'erreur est minimale au pH de 8,0. Ceci peut être expliqué par l'analyse de l'équation de transformation.

$$[Chlore\ libre_{equiv.}]_{\frac{mg}{L}} = [Chlore\ actif]_{\frac{mg}{L}} \times (1 + 10^{(pH-pKa)}) \quad (\text{éq.8})$$

Lorsque le pH de la solution est égal ou proche de la constante de dissociation du chlore, la concentration de chlore libre est égale à la concentration du chlore actif. Ainsi l'équation de transformation est la suivante,

$$[Chlore\ libre_{equiv.}]_{\frac{mg}{L}} = [Chlore\ actif]_{\frac{mg}{L}} \quad (\text{éq.10})$$

Ainsi lorsque le pH est égal au pKa, l'erreur absolue est causée par l'imprécision des lectures de chlore actif prises par la sonde. Aussi, l'équation de transformation des données de chlore actif en chlore libre équivalent est valide pour la plage de pH où le fractionnement du chlore est linéaire. Cette plage varie en fonction de la température de l'eau.

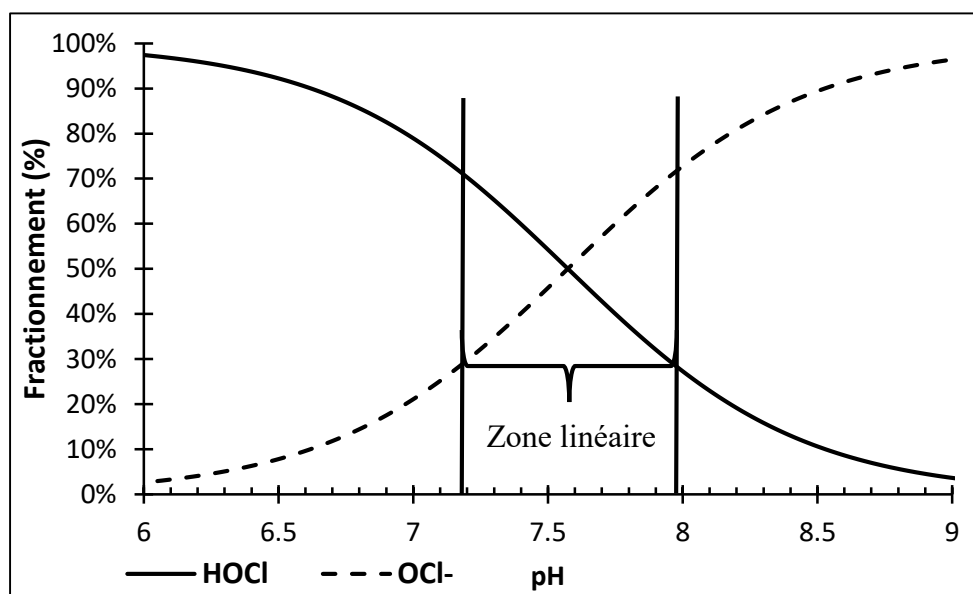


Figure 4.4 : Fractionnement du chlore dans l'eau à 21 °C.

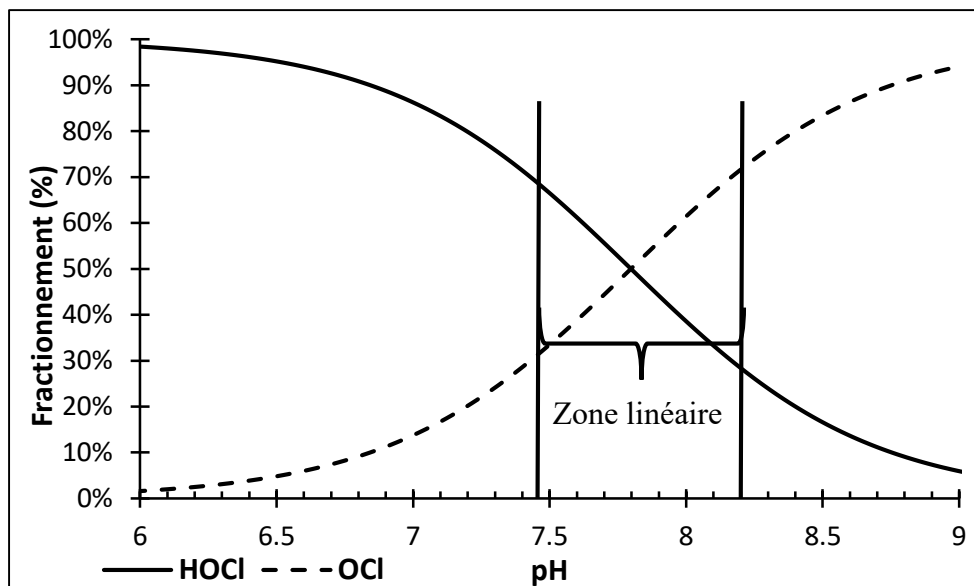


Figure 4.5 : Fractionnement du chlore dans l'eau à 7 °C.

L'erreur absolue causée par l'équation 8 augmente significativement lorsque le pH de l'eau n'est pas compris dans la plage de pH où le fractionnement du chlore est linéaire. Ceci est facilement observable lors des essais en eau froide et en eau chaude. Cette particularité de l'équation de transformation doit être prise en considération lors de l'implantation des sondes sur un réseau de distribution nord-américain, car la température de l'eau distribuée varie fortement selon les saisons. Ainsi, l'intervalle de pH pour laquelle le fractionnement du chlore est constamment linéaire entre 0 et 25 °C est de 7,44-7,94. Cette particularité peut être un facteur dissuasif pour l'implantation des sondes *KAPTA*TM sur un réseau où le pH de l'eau distribué est hors de la plage de 7,5 à 8,0.

De plus, l'erreur de lecture de la valeur de pH est un facteur qui peut entraîner une erreur lors de la conversion du chlore actif en chlore libre. La Figure 4.6 présente la variation des valeurs de chlore libre en fonction du pH pour trois concentrations de chlore actif. Le pH de référence est de 7,0 ainsi, la variation de chlore libre présentée est la différence entre le chlore libre équivalent à pH 7 et le chlore libre équivalent aux autres valeurs de pH.

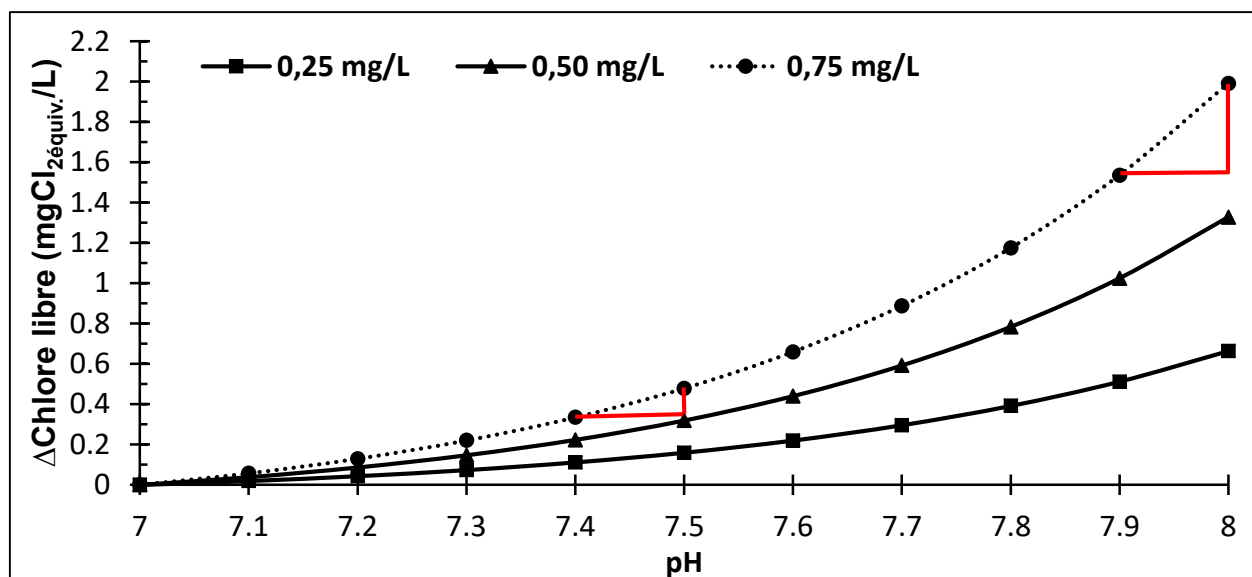


Figure 4.6 : Variation des valeurs de chlore libre équivalent en fonction du pH pour trois concentrations de chlore actif ($T = 20\text{ }^{\circ}\text{C}$; pH de référence de 7,0; Δ =variation).

On constate que le chlore libre équivalent augmente de façon exponentielle en fonction de la croissance de l'erreur de lecture du pH. De plus, la variation du chlore libre équivalent causée par l'imprécision sur les valeurs de pH augmente avec la concentration en chlore. Pour une imprécision sur la lecture de pH de $\pm 0,1$ lorsque l'eau est à un pH de 7,5 (pH moyen de l'eau distribué à Laval), la variation du chlore libre est de 0,12 et 0,36 mg/L pour les concentrations respectives de chlore actif de 0,25 et 0,75 mg/L. Ce phénomène s'amplifie lorsque le pH augmente à 8 à l'eau distribuée (pH de l'eau distribuée de Montréal). La variation du chlore libre augmente à 0,30 et 0,90 mg/L pour les concentrations respectives de chlore actif de 0,25 et 0,75 mg/L. Ceci impose donc l'installation, en parallèle des sondes *KAPTA*TM, d'une sonde de pH en continu. L'utilisation d'une valeur de pH moyenne pour la conversion est non souhaitable puisqu'il serait impossible de déterminer la cause de la variation du chlore libre (variation du pH de l'eau ou une baisse du chlore résiduel).

4.1.3 Influence de la concentration en chlore de l'eau sur l'erreur absolue

Les essais en laboratoire ont été effectués avec deux concentrations de chlore libre, soit une eau fortement chlorée (1,00 à 0,60 mg/L) et faiblement chlorée (0,50 à 0,1 mg/L). Ainsi, suite à la compilation des données, il est possible de quantifier l'influence de la concentration de chlore libre sur l'erreur absolue commise par l'équation 8. La Figure 4.7 illustre cette erreur.

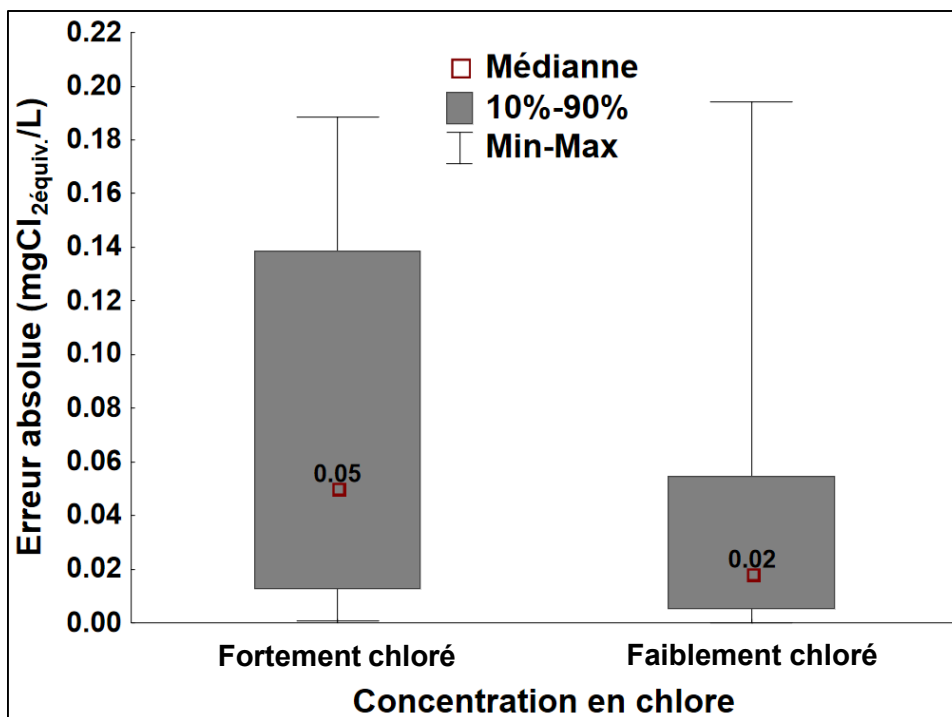


Figure 4.7 : Influence de la concentration en chlore sur l'erreur absolue. (fortement chlorée = 1 à 0,6 mg/L; faiblement chlorée = 0,5 à 0,1 mg/L; n= 960)

On constate que l'erreur absolue est plus faible lorsque l'eau est dans la plage faiblement chlorée (Figure 4.7). Ceci est expliqué par l'erreur de 5% sur la lecture de chlore actif spécifiée par le fabricant. Ainsi, il est anticipé que l'erreur soit plus élevée lorsque les lectures sont plus élevées (fortement chlorée) expliquant les différences observées. De plus, à l'aide d'un test non-paramétrique Kolmogorov-Smirnov, il est possible d'affirmer que l'erreur absolue en eau froide et en eau chaude est significativement différente ($p < 0,001$).

4.1.4 Influence de la vitesse d'écoulement et de la pression

Une application intéressante des sondes de mesure en continu *KAPTATM* est le suivi de la qualité de l'eau présente dans les zones où la dégradation de la qualité est très probable. Ces zones sont, dans la majorité des cas, les conduites ayant une vitesse d'écoulement et une pression faible. Ainsi, il est important de connaître l'influence de ces paramètres sur l'erreur absolue commise par l'application des équations 7 et 8. Pour ce faire, des essais en laboratoire ont été effectués avec la méthodologie présentée au chapitre 3. La Figure 4.8 présente les résultats des quatre essais en laboratoire.

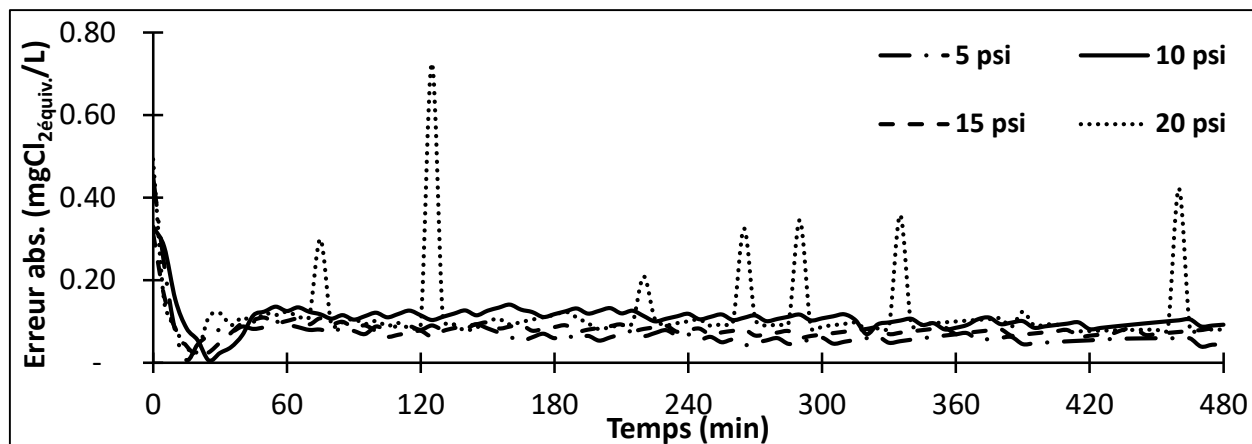


Figure 4.8 : Variation de l'erreur absolue du chlore équivalent en fonction du temps pour différentes conditions de pression. (Cl_2 = fortement ; $\text{pH} = 8 \pm 0,05$; Température = $22 \pm 1^\circ\text{C}$)

On constate que la pression n'a pas d'influence directe sur l'erreur absolue pour des pressions variant de 5 à 15 psi (Figure 4.8). En contrepartie, on observe des pics sporadiques d'erreur lorsque la pression est de 20 psi. Ceci est expliqué par la faible vitesse d'écoulement (0,024 m/s) qui est légèrement en dessous des recommandations du fabricant (0,03 m/s). Il est important de mentionner que l'augmentation de la pression dans le pilote réduit la vitesse d'écoulement puisque la variation de pression est effectuée en fermant la vanne à la sortie de la conduite. Ceci donne en retour des données portant à croire à une dégradation de la qualité de l'eau distribuée qui ne sont pas valides puisque les données de chlore actif prises par la sondes sont des chutes drastiques pouvant atteindre 0 mg/L de chlore actif, sous estimant la concentration de chlore libre équivalent. Ceci pourrait donc entraîner un déploiement d'actions préventives non nécessaires. Cette particularité est critique pour l'implantation des sondes sur des sections du réseau secondaire ayant une vitesse d'écoulement faible (e.g. culs-de-sac). Cela limite l'installation des sondes dans les sections du réseau susceptibles de présenter des dégradations de la qualité de l'eau, puisque les zones de faible écoulement sont particulièrement propices à ces phénomènes.

4.1.5 Variation de l'erreur absolue dans le temps

Avec les essais réalisés en eau chaude et en eau froide en laboratoire, il est possible d'observer la variation de l'erreur absolue en fonction du temps, et ce pour différentes valeurs de pH.

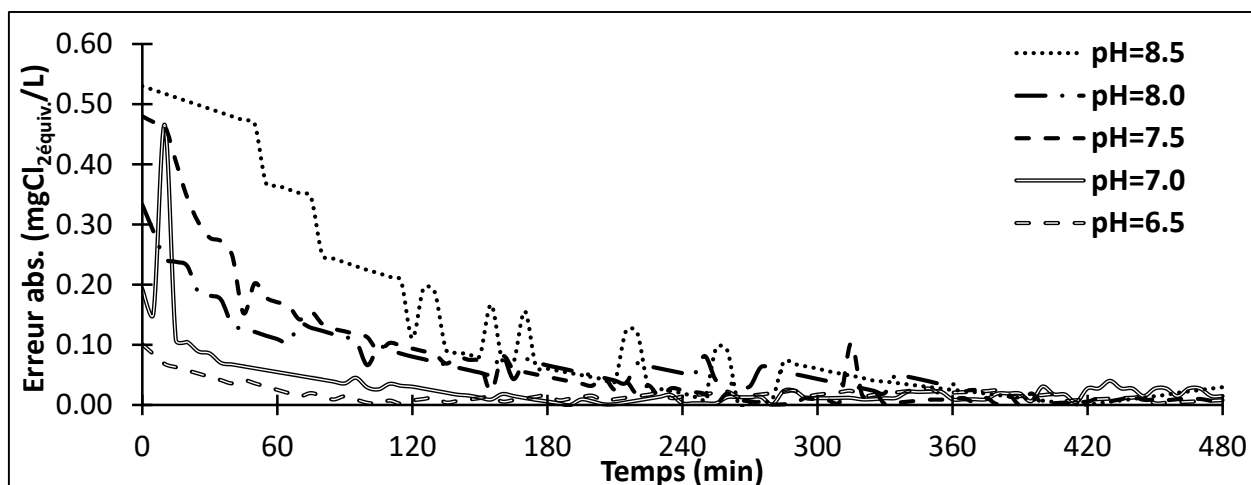


Figure 4.10 : Variation de l'erreur absolue du Cl_2 équiv. en fonction du temps en eau chaude. (Eau chaude = $21 \pm 1^\circ\text{C}$; $\text{pH} \pm 0,05$)

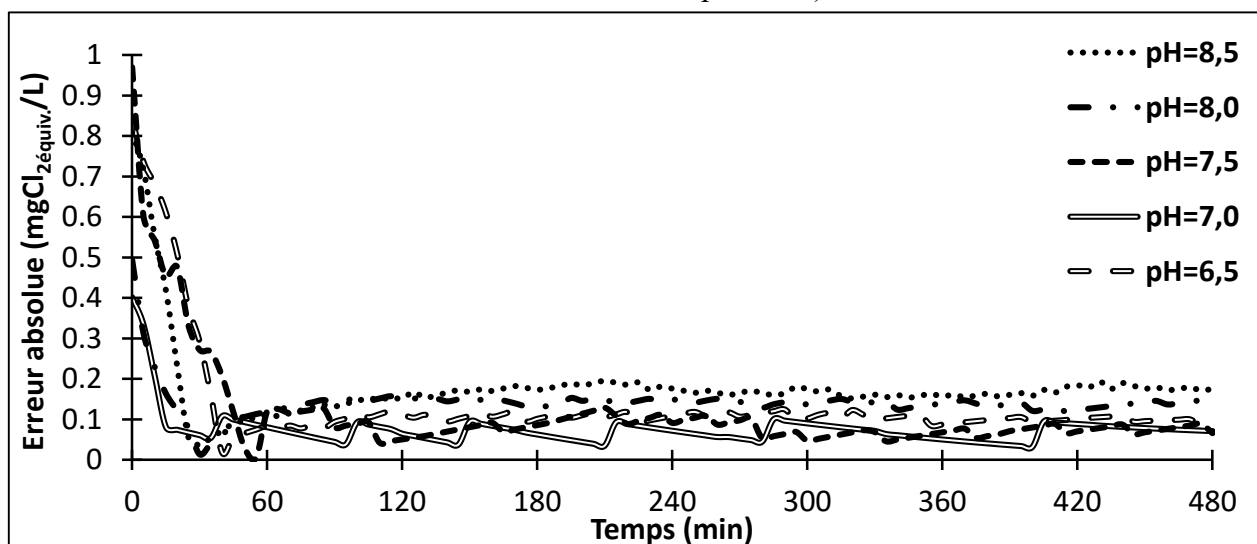


Figure 4.9 : Variation de l'erreur absolue du Cl_2 équiv. en fonction du temps en eau froide. (Eau froide = $21 \pm 1^\circ\text{C}$; $\text{pH} \pm 0,05$)

L'erreur absolue diminue en fonction du temps et tend à être minimale après 120 minutes d'opération. De plus, la sonde s'adapte plus rapidement en eau froide qu'en eau chaude. Ceci est un facteur important à connaître lors de l'installation des sondes sur les réseaux de distribution, car il est essentiel de savoir quand les données transmises sont représentatives de la qualité de l'eau distribuée. Ce délai de mise en route est spécifié par le fabricant.

4.2 Essais de laboratoire simulant un événement d'eau rouge

Les sondes *KAPTATM* ont été soumises à des simulations d'événements transitoires d'eau rouge sur le réseau de distribution. Ces essais de laboratoire avaient pour but de valider la fiabilité des données prises par les sondes en présence d'une dégradation de la qualité de l'eau causée par la corrosion des conduites de fonte. Pour ce faire, les essais ont été réalisés selon la méthodologie présentée au chapitre 3.1.5 avec une eau ayant les conditions physico-chimiques semblables à des événements de relargage de fer (eau rouge). L'événement d'eau rouge est simulé par l'ajout d'une poudre de dépôts de fer (provenant de conduites du réseau de distribution) dans le mélange d'eau envoyé vers les sondes.

4.2.1 Caractérisation de la poudre de fer

Afin de déterminer les caractéristiques physiques (taille des particules) et chimiques (composition élémentaire, teneur en métaux) de la poudre, différents essais ont été réalisés. En premier lieu, un essai de sédimentométrie est effectué avec la méthodologie présentée dans le Standard Method D422-63 (approuvée 2007) (International, 2007). Afin de déterminer le diamètre des particules, la densité relative (D_r) du matériau doit être connue. Comme ce paramètre est inconnu pour la poudre utilisée et que ce dernier ne peut être déterminé par la littérature, le diamètre des particules a été calculé avec les valeurs de D_r minimale, moyenne et maximale recommandé dans le Standard Method D422-63, soit 2,50, 2,75 et 2,85. Les Tableau 4-1 et Tableau 4-2 et la Figure 4.11 présentent les résultats de l'essai de sédimentométrie.

Tableau 4-1 : Données recueillies lors de l'essai de sédimentométrie.

Temps (min)	Température	R	ΔR	R- ΔR	L	L/T	(L/T) ^{0.5}
0.25	23.6	40	6	34	9.4	37.60	6.132
0.5	23.6	37	6	31	10.1	20.20	4.494
1	23.6	34	6	28	10.6	10.60	3.256
2	23.6	31	6	25	11.1	5.55	2.356
5	23.6	28	6	22	11.5	2.30	1.517
10	23.5	24	6	18	12.2	1.22	1.105
15	23.3	22	6	16	12.5	0.83	0.913
30	23.1	19	6	13	13	0.43	0.658
60	22.5	15.5	6	9.5	13.6	0.23	0.476
260	22.6	12	6	6	14.2	0.05	0.234
1440	22.6	9	6	3	14.7	0.01	0.101
2880	22.6	8	6	2	14.7	0.01	0.071

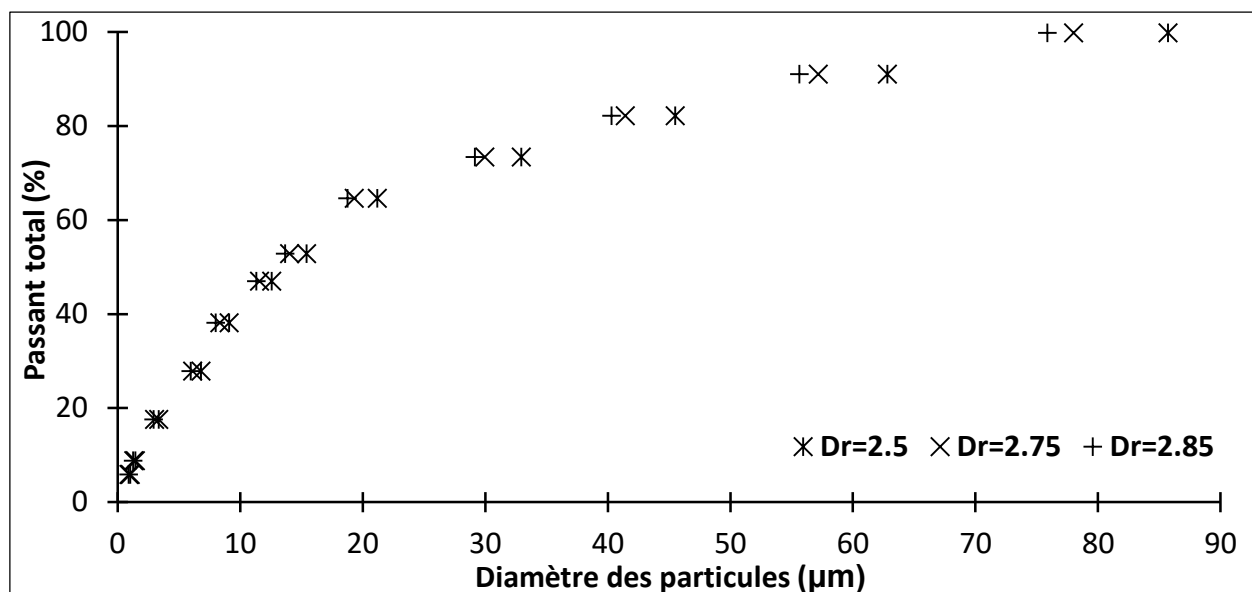


Figure 4.11 : Granulométrie de la poudre de fer en fonction du Dr.

Tableau 4-2 : Diamètres résultant à l'essai de sédimentométrie en fonction du D_r .

Diamètre (µm)	D_r		
	2,50	2,75	2,85
Max	85,70	78,00	75,87
Moy	15,42	14,03	13,65
Min	1,02	0,92	0,89

Ainsi, il est possible de caractériser le diamètre des particules composant la poudre de fer, et ce en dépit de l'incertitude de la densité relative des grains. Puisque la poudre de fer a été tamisée à 80 µm, la densité relative est estimée à 2,75. Ainsi, le diamètre des grains de la poudre de fer suite à cet essai varie entre 0,92 et 80 µm ce qui correspond à la plage présentée dans la littérature lors d'un événement d'eau rouge sur le réseau de distribution (Boxall & Saul, 2005).

Afin de connaître la concentration en fer et en autres métaux de la poudre, une digestion acide et une analyse ICP-AES sont complétées. Les tableaux suivants présentent les teneurs en différents métaux de la poudre.

Tableau 4-3 : Teneur en métaux de la poudre de fer en mg/L.

No éch	Masse g	Dissolution	Al mg/L	Bi mg/L	Co mg/L	Cu mg/L	Fe mg/L	Mn mg/L	Mo mg/L	Zn mg/L
éch 1	0.1123	HNO ₃	2,45	3,95	0,07	0,21	556,35	1,08	1,58	0,29
éch 2	0.1303	HNO ₃	3,17	2,98	0,08	1,12	648,57	1,14	1,52	0,43
éch 3	0.1108	HNO ₃	2,58	2,22	0,09	0,16	475,41	0,84	1,51	0,35

Tableau 4-4 : Teneur en métaux de la poudre de fer en pourcentage.

No éch	Al %	Bi %	Co %	Cu %	Fe %	Mn %	Mo %	Zn %
éch 1	0,22	0,35	0,01	0,02	49,54	0,10	0,14	0,03
éch 2	0,24	0,23	0,01	0,09	49,78	0,09	0,12	0,03
éch 3	0,23	0,20	0,01	0,01	42,91	0,08	0,14	0,03
Moyenne (%)	0,23	0,26	0,01	0,04	47,41	0,09	0,13	0,03

Des analyses de diffraction au rayon X ont été complétées pour déterminer les formes d'oxydes présents dans les dépôts de fer. Suite à l'essai, la Goethite ($\text{FeO}(\text{OH})$) et de Maghemite (Fe_2O_3) sont les principaux composants. Ceci est concordant avec plusieurs publications présentant la composition structurale et élémentaire des dépôts de fer retrouvés sur les réseaux de distribution. Selon les conditions physico-chimiques de l'eau utilisée lors des essais en condition transitoire, la solubilité du fer est d'environ 1,5 mg Fe/L (Boxall & Saul, 2005; Sarin et al., 2004; Vreeburg & Boxall, 2007).

4.2.2 Simulation d'événements transitoires d'eau rouge

Les événements d'eau rouge ont été simulés en ajoutant la poudre de fer à la solution d'eau envoyée vers les sondes, à 3 concentrations visées (0,3 mg Fe/L; 3 mg Fe/L; 30 mg Fe/L). Par contre, l'utilisation de particules rend la détermination de la concentration en fer total présent dans l'eau difficile, puisque les particules ont tendance à décanter dans le bassin durant l'essai. Ainsi, la masse (concentration) de poudre de fer ajoutée surestime la masse (concentration) de fer à laquelle les sondes sont exposées durant les essais. Afin de pallier à ce facteur, les valeurs de turbidité ont été mesurées pour différentes concentrations de fer dans l'eau représentatives de la gamme testée (Tableau 3-3). Une relation a ainsi été établie entre les concentrations de fer et la turbidité (Figure 4.12).

Tableau 4-5 : Données de l'essai de corrélation turbidité et concentration en fer.

Essais	Masse de poudre (mg)	Masse de fer (mg)	Volume d'eau (L)	Concentration fer (mg/L)	Turbidité (UTN)	Turbidité fer (UTN)
Témoin	0	0	1	0	0,296	0
1	1,4	0,686	1	0,686	1,24	0,944
2	2,4	1,176	1	1,176	2,39	2,094
3	6,2	3,038	1	3,038	4,61	4,314
4	10,4	5,096	1	5,096	7,40	7,104
5	20,5	10,045	1	10,045	13,30	13,004
6	54,9	26,901	1	26,901	31,30	31,004

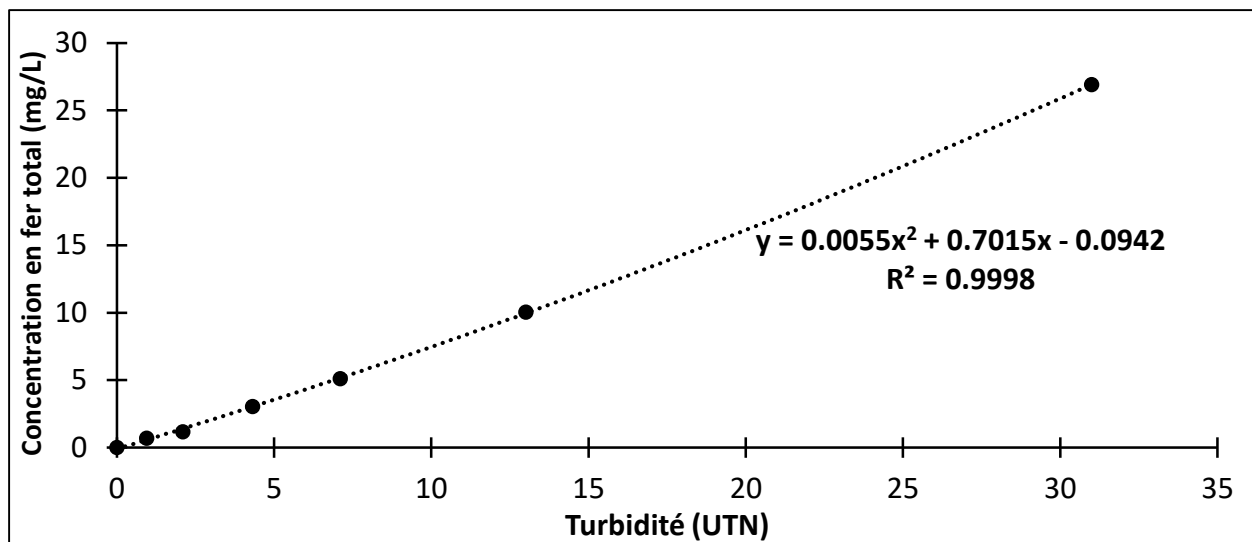


Figure 4.12 : Turbidité de l'eau en fonction de la concentration en fer total.

La concentration en fer dans l'eau est fortement corrélée à la turbidité (Figure 4.12). Ainsi, à partir des valeurs de turbidité mesurées aux 60 minutes durant l'essai, on peut estimer avec plus de précision les concentrations de fer auxquelles sont exposées les sondes durant l'essai. Les essais ont été réalisés avec la méthodologie présentée au chapitre 3.1.5. La Figure 4.13 présente les résultats des essais en eau rouge.

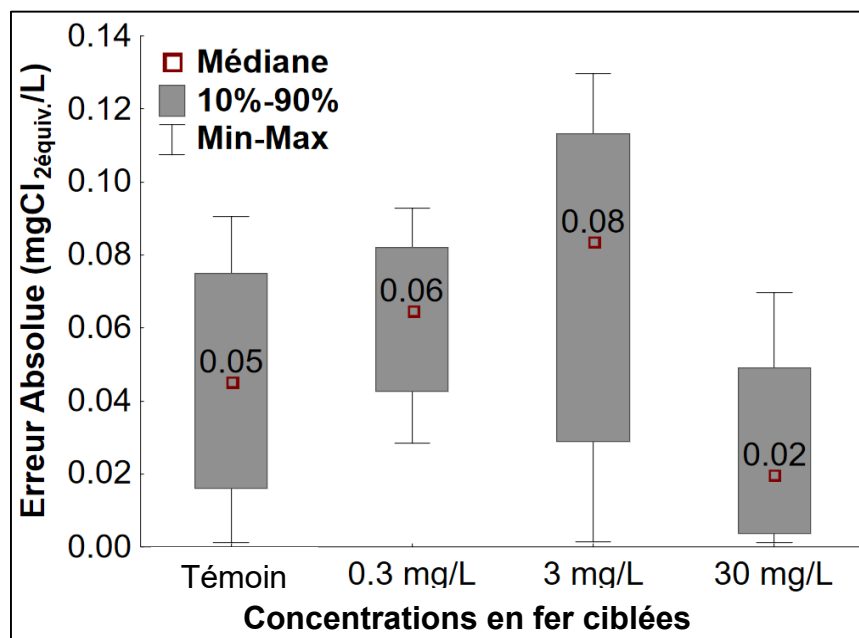


Figure 4.13 : Erreur absolue sur la conversion du chlore en fonction de la concentration de fer ajoutée. (Cl₂= fortement ; pH = 8 ± 0,05; Température = 22 ± 1°C; n=47)

Le Tableau 4-6 présente les données de turbidité des quatre essais. En utilisant la relation présentée à la Figure 4.11, on peut déterminer la concentration de fer total présent dans l'eau. Il est important de mentionner que la poudre de fer est ajoutée après 2 heures, ainsi la turbidité mesurée aux temps 1 et 2 heures représente la turbidité naturelle de l'eau.

Tableau 4-6 : Turbidité en fonction du temps pour les essais en eau rouge.

Notes	Temps (h)	Turbidité (UTN)			
		Blanc	0,3 mg/L	3 mg/L	30 mg/L
Turbidité naturelle de l'eau	0	0,157	0,168	0,188	0,194
	1	0,152	0,162	0,186	0,192
Turbidité sous l'influence de la poudre de fer	2	0,155	0,367	1,90	22,4
	3	0,161	0,413	1,89	21,5
	4	0,160	0,371	1,87	20,8
	5	0,159	0,378	1,66	21,0
	6	0,169	0,379	2,11	19,7
	7	0,171	0,383	2,10	21,2
	8	0,163	0,392	2,10	20,0

Tableau 4-7 : Concentration en fer total réelle de l'eau pour les essais.

Concentration réelle	Concentration ciblée (mg/L)		
	0,3 mg/L	3 mg/L	30 mg/L
Minimale	0,164	1,085	15,220
Moyenne	0,175	1,293	16,916
Maximale	0,196	1,410	18,379

Suite à l'analyse de la Figure 4.13, il est possible de conclure que la concentration en fer total de l'eau n'a pas eu d'influence sur la précision des lectures prises par la sonde, et ce même pour des concentrations supérieures à 50 fois la norme esthétique recommandée de 0,3 mg/L. De plus, il est possible de constater que l'erreur absolue diminue de façon significative ($0,000195 > p < 0$ par Multiple Comparisons p values test) lors de l'essai avec l'ajout de 30 mg/L de fer dans la solution de départ (15-18 mg Fe/L). Ceci peut être expliqué par la diminution plus rapide du chlore libre dans l'eau dû à la consommation de ce dernier par le fer. Ainsi, la sonde a plus de facilité à déceler les variations de chlore puisque ces dernières sont plus importantes entre chaque mesure. Par exemple, la variation de chlore libre lors de l'essai blanc est de 0,004 mg/L par incrément de 5 minutes comparativement à 0,01 mg/L lors de l'essai avec 30 mg/L de fer. Ainsi, la diminution du chlore résiduel aux 5 minutes lors de l'essai avec 30 mg/L de fer est égale à la sensibilité de la sonde (0,01 mg/L) contrairement à l'essai blanc qui est nettement inférieure. Ainsi la détection de la dégradation de qualité de l'eau est facilitée par l'ampleur de l'événement d'eau rouge. La

possibilité de détecter des événements de dégradation rapide de la qualité de l'eau, causée par un relargage de fer en autre ou en condition de forte turbidité, est un aspect clef de l'utilisation des sondes de suivi en continu de la qualité de l'eau puisque ces phénomènes sont les plus observés et fréquents sur les réseaux de distribution nord-américains. Ces résultats démontrent l'utilité des sondes pour détecter rapidement de tels événements. Aussi, ils démontrent que les sondes sont robustes lorsque soumises à des événements d'eau rouge. Cependant, il est possible que les événements d'eaux rouges créent à long terme un encrassement et/ou une altération des sondes et de leur lecture. De telles conditions n'ont pas été testées mais pourraient constituer une limite pour l'application des sondes dans des réseaux sujets à des problèmes récurrents d'eau rouge. Des sondes autonomes permettant le suivi de la turbidité en continu sur le réseau secondaire en en processus de développement et pourrait palier à ce problème.

4.3 Déploiement des sondes dans les réseaux de distribution

Les résultats présentés dans cette section ont pour but de répondre aux hypothèses de recherche 1, 2 et 4 présentés au chapitre 1, soit :

- 1) Les sondes *KAPTATM 3000 - AC4* sont des outils capables de mesurer la conductivité, la température ainsi que la pression sur le réseau de distribution.
- 2) Les équations de transformation et de compensation du chlore actif permettent d'obtenir des valeurs de chlore libre à partir des données de chlore actif prises par la sonde, et ce dans diverses conditions physico-chimiques de l'eau, de pression et d'écoulement.
- 4) Les sondes *KAPTATM 3000 - AC4* sont des outils capables d'effectuer le suivi de la qualité de l'eau dans le réseau secondaire et permettent la prise de décision quant à la gestion et l'opération du réseau de distribution.

4.3.1 Suivi du chlore libre sur le réseau de distribution

Comme présenté dans la méthodologie, cinq sondes *KAPTA™* sont déployées sur deux réseaux de distribution. En contrepartie, les données de chlore libre résiduel en continu sont seulement disponibles pour les deux sondes installées dans les salles de rechloration du réseau de Laval. Ainsi, la validation des données de chlore libre, calculé avec l'application des équations 7 et 8, est effectuée avec les données provenant de ces deux sondes. Les Figure 4.15 et Figure 4.14 présentent les données de chlore libre calculées et les valeurs de chlore libre de références prises par les instruments déjà en place.

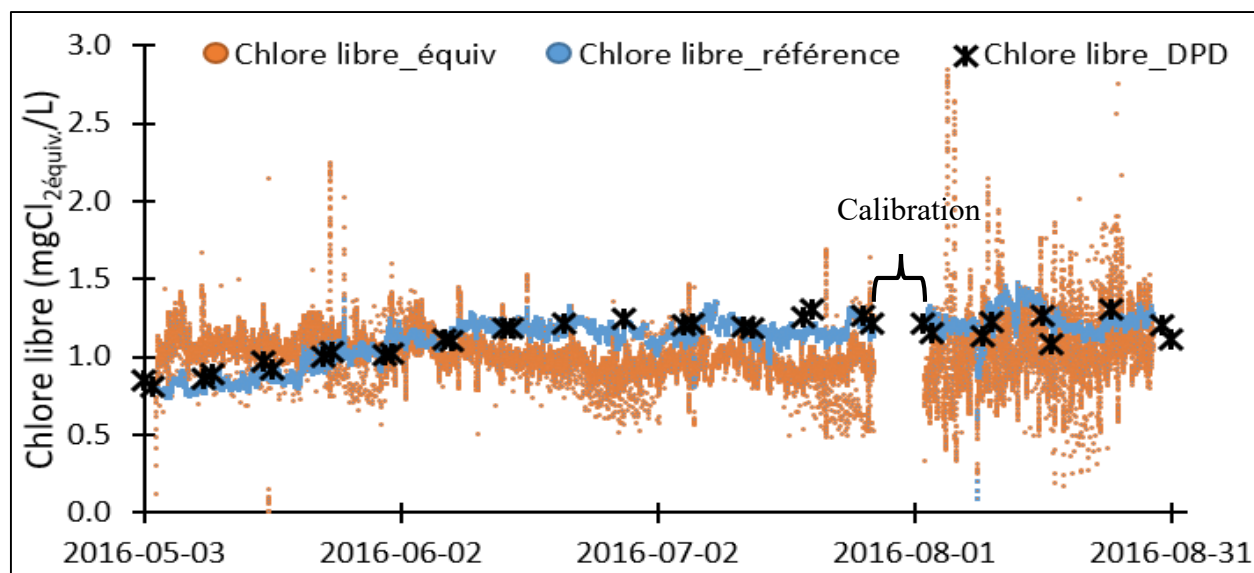


Figure 4.15 Données de chlore libre calculées, de référence et DPD - station Dagenais.

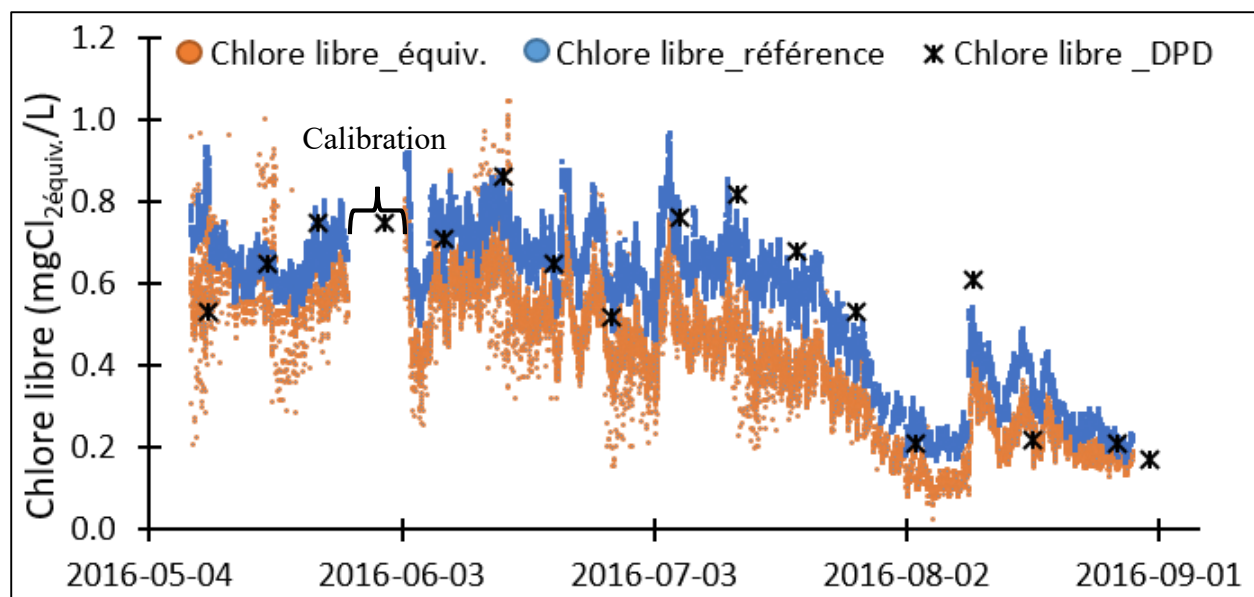


Figure 4.14 : Données de chlore libre calculées, de référence et DPD - station Martin.

Les données recueillies par les deux sondes s'étendent de mai à août inclusivement. Durant cette période, les instruments de la municipalité ont subi une calibration, soit en début août pour la station Dagenais et fin mai pour la station St-Martin. Ceci explique le manque de données pour ces deux périodes, malgré le fonctionnement des sondes *KAPTATM* puisque la conversion des données de chlore actif requiert les valeurs de pH fourni par la ville. De plus, les données de chlore libre calculées suite à la calibration à la station Dagenais montrent une grande variabilité contrairement aux lectures précédant la calibration. En effet, suite à la procédure de calibration, le débit vers les instruments de la municipalité a été augmenté. Étant donné que le montage de la sonde est desservi en eau par la même conduite que celle desservant les instruments de la municipalité, cela a créé une diminution du débit acheminé au montage. Ainsi, comme démontré lors des essais en laboratoire, lorsque le débit est inférieur à 0,03 m/s les lectures de chlore libre sont instables et peu fiables.

Pour finir, on observe des diminutions ou des augmentations erratiques des valeurs de chlore libre équivalent calculées (0,2 à 1 mg/L) sur une courte durée de temps (5 à 10 minutes) sans qu'il y ait de variation des données de chlore de référence. Des comportements similaires ont été observés dans plusieurs autres études sur les sondes de mesure en continu où des diminutions et augmentations erratiques de chlore variant de 0,1 à 4 mg/L (Aisopou, Stoianov, Arora, O'Hare, & Graham, 2010; Aisopou et al., 2012; Besner, 2013). Ainsi, il est difficile de détecter les événements de dégradations causant une diminution du chlore libre résiduel en raison des diminutions erratiques de chlore équivalent. En contrepartie, lorsque la diminution du chlore équivalent dure plus de 3 pas de temps (15 minutes) cette dernière peut être classifiée comme étant un événement de qualité transitoire valide. Par contre, les sondes ont été déployées en dérivation sur des montages ayant des vitesses d'écoulement plus élevées mais très proches de la valeur minimale prescrite (0,04 à 0,05 m/s). En temps normal, ces sondes sont installées en insertion sur les conduites de distribution où les vitesses d'écoulement sont supérieures à 0,03 m/s. Ainsi, il est probable que ces points erratiques ne soient pas présents lors d'une installation conventionnelle puisque comme démontré lors des essais en laboratoire, la vitesse d'écoulement peut avoir une influence sur la validité des données.

Avec les données recueillies durant la période de mai à août 2016, il est possible de déterminer l'erreur relative (différence absolue entre les données de chlore équivalent et de référence) commise lors de la transformation des données de chlore actif en chlore libre équivalent.

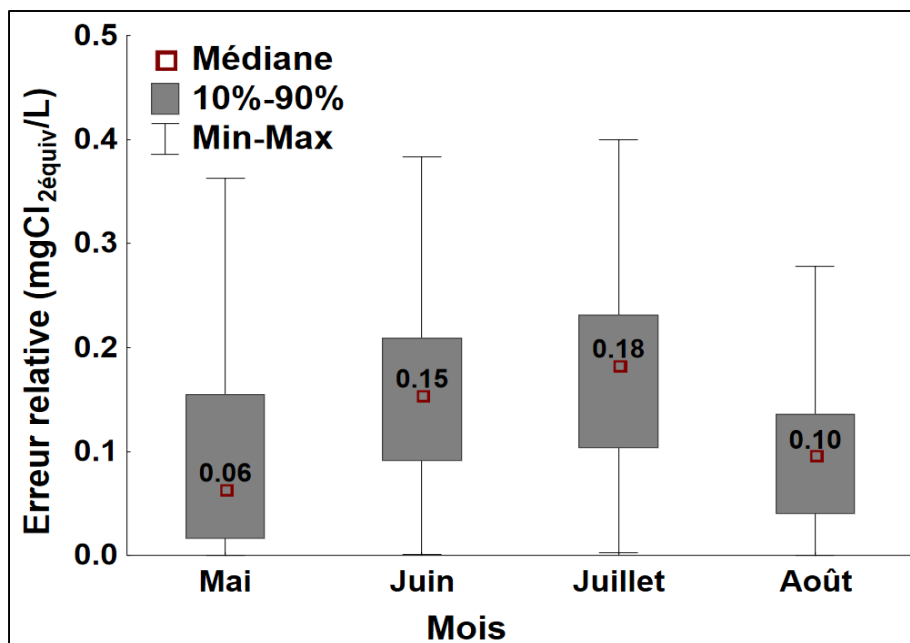


Figure 4.16 : Erreur relative du chlore équivalent, station St-Martin.
(n= 8600)

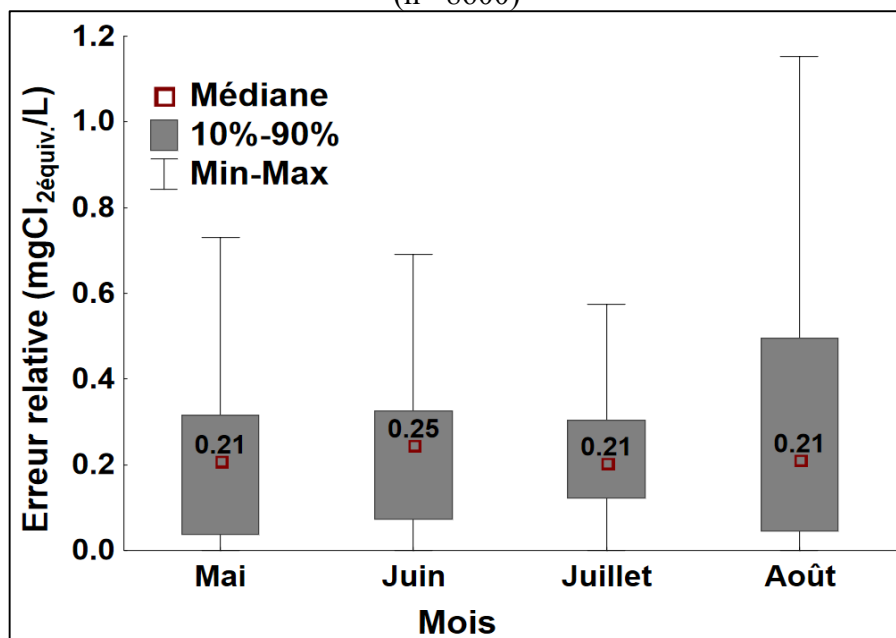


Figure 4.17 : Erreur relative du chlore équivalent, station Dagenais.
(n= 8600)

L'erreur relative lors de la conversion du chlore actif en chlore libre est semblable sur le réseau de distribution et lors des essais en laboratoire. L'erreur absolue à la station Dagenais est plus élevée qu'au point St-Martin, car les valeurs de chlore libre sont plus élevées. Ainsi, comme démontré par les essais en laboratoire, l'erreur absolue augmente plus la concentration en chlore libre de l'eau est élevée. De plus, les données de chlore actif recueillies par les sondes implantées ne dérivent

(«drift») pas sur la durée du suivi (4 mois). Les médianes des erreurs absolues varient légèrement en fonction du temps (S-M : $0,12 \pm 0,06$ mg/L; Dag. : $0,23 \pm 0,02$ mg/L). Puisque les données de chlore libre équivalent suivent une distribution normale pour la station Dagenais (p value = 0,106), il est possible d'effectuer un test paramétrique démontrant que les variations des médianes sont non significatives (p value = 0,103). Pour la station St-Martin, un test non-paramétrique (Multiple Comparisons p values) a été effectuée et démontre que la variation des moyennes est non significative (p value > 0,139). Ainsi, suite au déploiement des sondes de chlore actif sur le réseau, ces dernières s'avèrent être des outils capables d'effectuer le suivi des tendances de chlore libre résiduel. En contrepartie, elles ne sont pas adaptées pour déterminer avec précision la concentration du chlore libre. Ces conclusions sont semblables à celle avancée par Aisopou et al. (2012) et Hargesheimer et al. (2002). Ces derniers stipulent que les méthodes traditionnelles de suivi (DPD) sont encore aujourd'hui les plus efficaces pour effectuer un suivi de la concentration résiduel de chlore dans les réseaux secondaires. Par contre, Aisopou et al. (2012) évoque dans son article la présence de dérives («drift») inexplicables des données durant la période de 3 mois de suivi. Ce phénomène ne s'est pas produit lors des essais sur les réseaux de distribution même si la durée des essais est plus longue dans le cadre de cette étude (4 mois). Ceci peut être expliqué par la différence entre les méthodes de détection du chlore utilisées par les sondes (*KATPATM* versus *IntellisondesTM*) qui utilisent respectivement une méthode ampérométrique sélective au HOCl contrairement à une méthode électrochimique. Plusieurs publications scientifiques affirment que les sondes électrochimiques sont peu adaptées à un déploiement sur les réseaux de distribution en raison des fortes variations des caractéristiques physico-chimique de l'eau (pH, température, concentration de chlore, turbidité). Ainsi, ces dernières dérivent fortement lorsque déployées sur les réseaux (Badalyan, Buff, Holmes, Chow, & Vitanage, 2009; Malkov et al., 2009).

4.3.2 Détection d'évènements transitoires sur le réseau

Lors du suivi de la qualité de l'eau sur les réseaux de distribution de Laval, des évènements transitoires de changement de qualité d'eau ont été détectés. Deux d'entre eux seront présentés dans cette section du mémoire. En premier lieu, un évènement de dégradation rapide de la qualité

de l'eau a été observé à la station Dagenais. La Figure 4.18 présente la turbidité et la concentration en chlore résiduel lors de cet évènement.

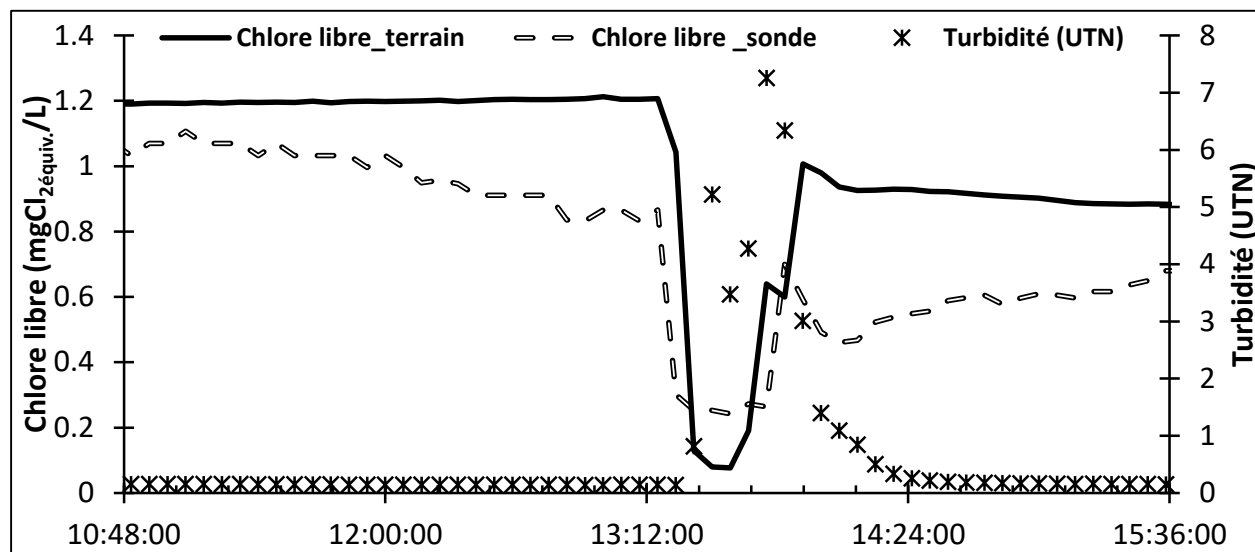


Figure 4.18 : Variation du chlore résiduel, du chlore équivalent et de la turbidité lors d'un évènement transitoire à la station Dagenais.

En second lieu, une augmentation rapide de la concentration de chlore résiduelle a été observée à la station St-Martin. La Figure 4.19 présente la concentration en chlore résiduel lors de cet évènement.

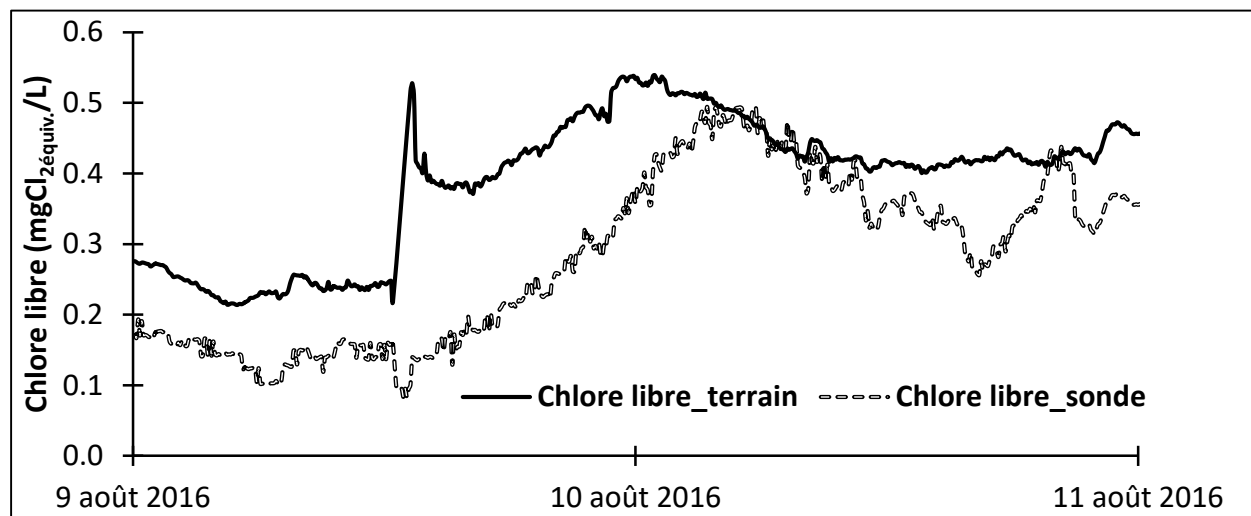


Figure 4.19 : Variation du chlore résiduel et équivalent lors d'un évènement transitoire à la station St-Martin.

Lors des deux évènements présentés aux Figures 4.18 et 4.19, les sondes ont été capables de détecter les variations subites de chlore libre résiduel du réseau de distribution, et ce même lors d'évènement de forte turbidité. Ces résultats vont dans la même direction que ceux obtenus lors des essais d'eau rouge en laboratoire. Ceci est un aspect important des sondes de mesure en continu

de la qualité de l'eau puisque l'implantation de ces dernières sur les réseaux de distribution a pour but de détecter des événements qui peuvent causer des pertes de conformité ou présenter des risques pour la santé des utilisateurs. Comme mentionné dans la section suivante (4.3.1), les sondes sont bien adaptées pour suivre les tendances de chlore résiduel. Ainsi, une diminution drastique des données de chlore résiduel sur une période de temps de plus de trois pas de temps peut être interprétée comme un événement de détérioration de la qualité de l'eau. Les deux événements présentés aux figures ci-dessus durent plus de 15 minutes confirmant la conclusion précédente. De plus, R. Gullick and LeChevallier (2004) présente des conclusions semblables dans leur études où des événements transitoires causés par la rupture d'une conduite durent entre 45 et 55 minutes. En contrepartie, les événements de moins de 15 minutes ne seront pas détectés. Ces événements de courte durée sont dans bien des cas des événements de pression négative qui durent moins d'une minute (R. Gullick & LeChevallier, 2004). Par contre, ce temps de détection est beaucoup plus court que celui en place présentement sur les réseaux de distribution secondaires qui peut atteindre plusieurs semaines.

4.3.3 Suivi de la température sur le réseau de distribution

Comme présenté dans la méthodologie, cinq sondes *KAPTATM* sont déployées sur deux réseaux de distribution. Contrairement au suivi du chlore actif, tous les montages déployés sont en mesure de valider les lectures de température prises par les sondes avec des thermomètres de références. La Figure 4.20 présente un exemple de résultats pour le suivi de la température.

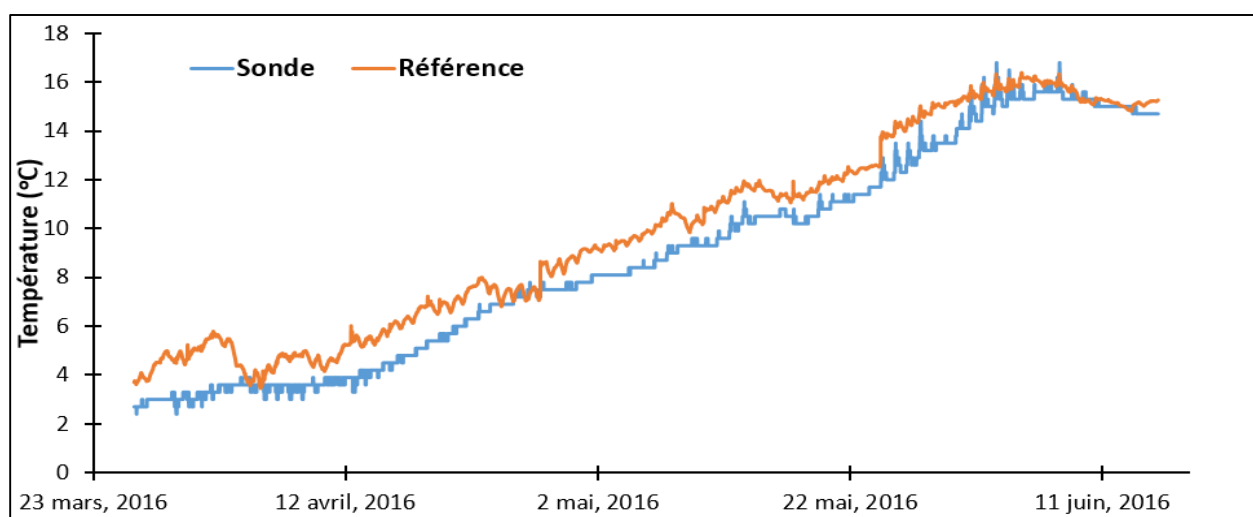


Figure 4.20 : Résultats du suivi de la température pour une sonde sur le réseau de Lasalle.

Ainsi, avec les données de température, il est possible de déterminer l'erreur de lecture commise en comparant les valeurs des sondes à celles de référence (erreur relative).

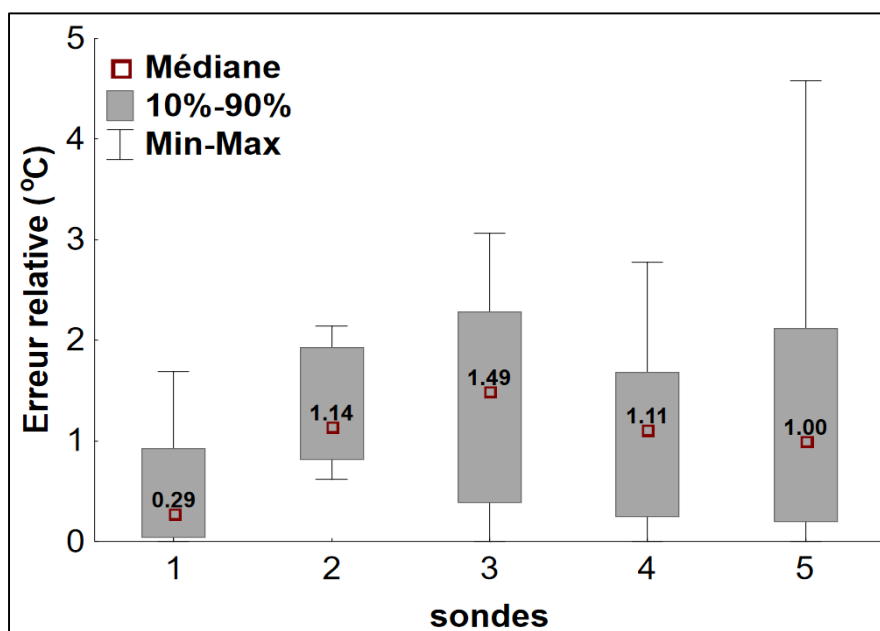


Figure 4.21 : Erreur relative de lecture de la température selon les sondes ($n > 15\,000$).

Ainsi, l'erreur médiane commise lors de la collecte des valeurs de température par les sondes *KAPTATM* varie majoritairement entre 1 et 1,5 °C. Ceci est un enjeu important puisque la température a une influence directe sur la conversion du chlore actif en chlore libre équivalent. Les valeurs de température sont utilisées pour le calcul de la constante d'équilibre du chlore (pKa) dans l'équation 8 et pour la compensation du chlore libre dans l'équation 7. Donc, il est important de déterminer l'influence de l'erreur de lecture de la température sur les valeurs de chlore libre calculées. Pour ce faire, une analyse de la variation du chlore libre calculé en fonction de la température est effectuée. La Figure 4.22 présente la variation en chlore libre qu'occasionne une augmentation de la température par incréments de 1 °C et ce pour différentes concentrations de chlore actif avec pour température de référence 0 °C. Ainsi, la variation de chlore libre présentée est la différence entre le chlore libre équivalent à 0 °C et le chlore libre équivalent aux autres valeurs de température.

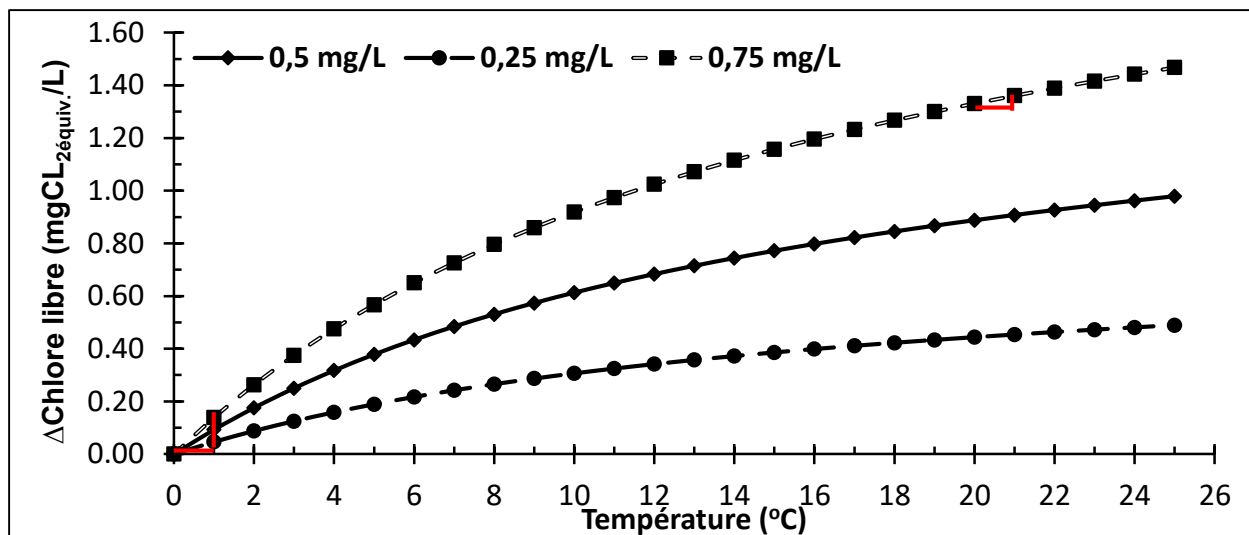


Figure 4.22 : Variation du chlore libre commis lors de la transformation en fonction de l'erreur sur la lecture de la température selon différentes concentrations de chlore actif (pH = 8).

L'impact de l'erreur de lecture de la température est plus important en eau froide puisque, pour une concentration de 0,5 mg/L de chlore actif, la différence en chlore libre entre 0 °C et 1 °C est de 0,09 mg/L comparativement à une variation de 0,01 mg/L entre 20 °C et 21 °C. De plus, la concentration de chlore actif a une influence directe sur l'impact de la variation de la température, comme le démontre la Figure 4.22. La variation d'un degré Celsius est plus importante à une concentration de 0,75 mg/L qu'à 0,25 mg/L. Ainsi, comme démontré lors des résultats obtenus en laboratoire, l'erreur absolue du chlore libre calculée est plus importante en eau froide qu'en eau chaude puisque l'impact de l'erreur de lecture de la température est plus important en eau froide.

4.3.4 Suivi de la conductivité sur le réseau de distribution

Comme présenté dans la méthodologie, cinq sondes *KAPTA*TM sont déployées sur deux réseaux de distribution. Contrairement au suivi du chlore actif, tous les montages déployés sont en mesure de valider les lectures de conductivité prises par les sondes *KAPTA*TM avec des conductimètres de références. Par contre, les sondes de conductivité de référence ont été dysfonctionnelles suite à un défaut technique. Ainsi, seulement les données fournies par la municipalité aux stations Dagenais et St-Martin sont utilisables pour le suivi de la conductivité. Les Figure 4.23 et Figure 4.24 présentent des exemples de résultats pour le suivi de la conductivité.

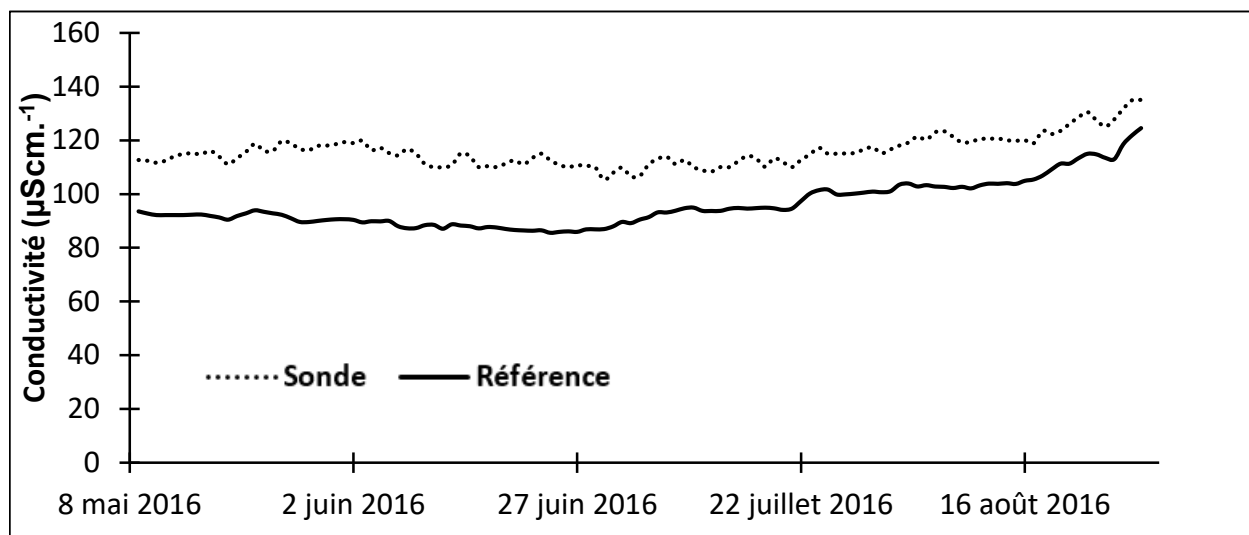


Figure 4.23 : Conductivité à la station St-Martin pour la période de mai à août.

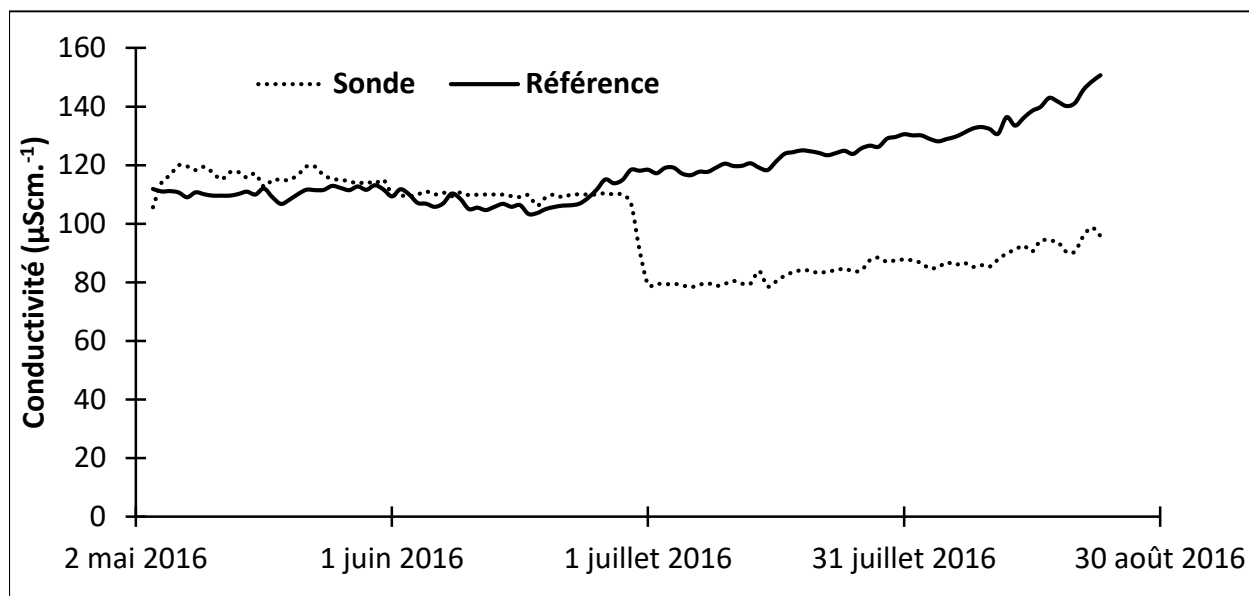


Figure 4.24 : Conductivité à la station Dagenais pour la période de mai à août.

Ainsi, avec les données de conductivité, il est possible de déterminer l'erreur de lecture commise en comparant les valeurs des sondes à celles de référence.

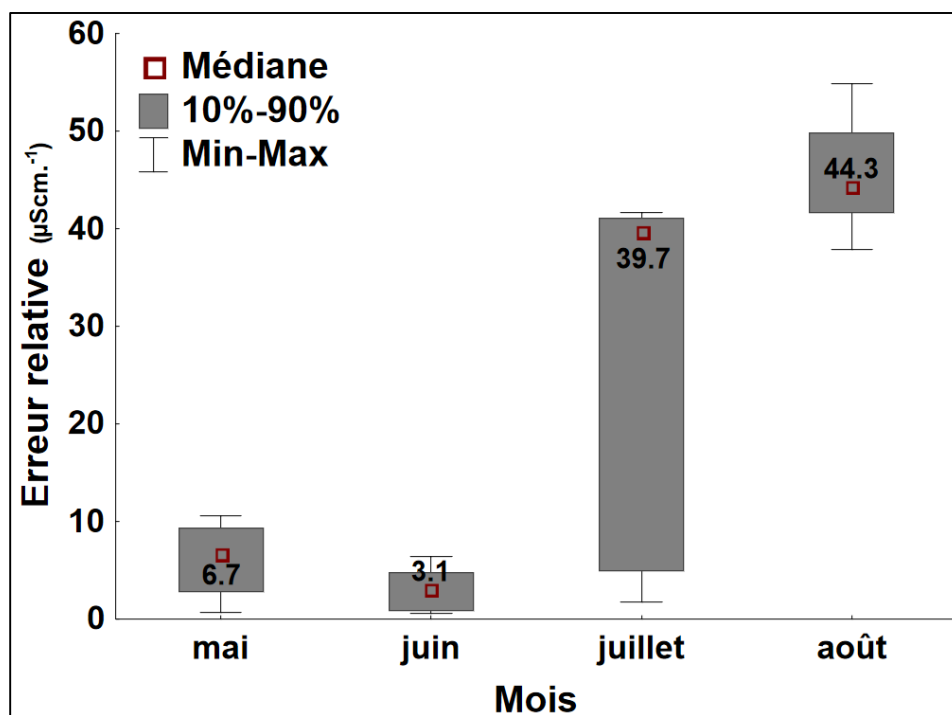


Figure 4.25 : Erreur relative des lectures de conductivité (μScm^{-1}) à la station Dagenais.

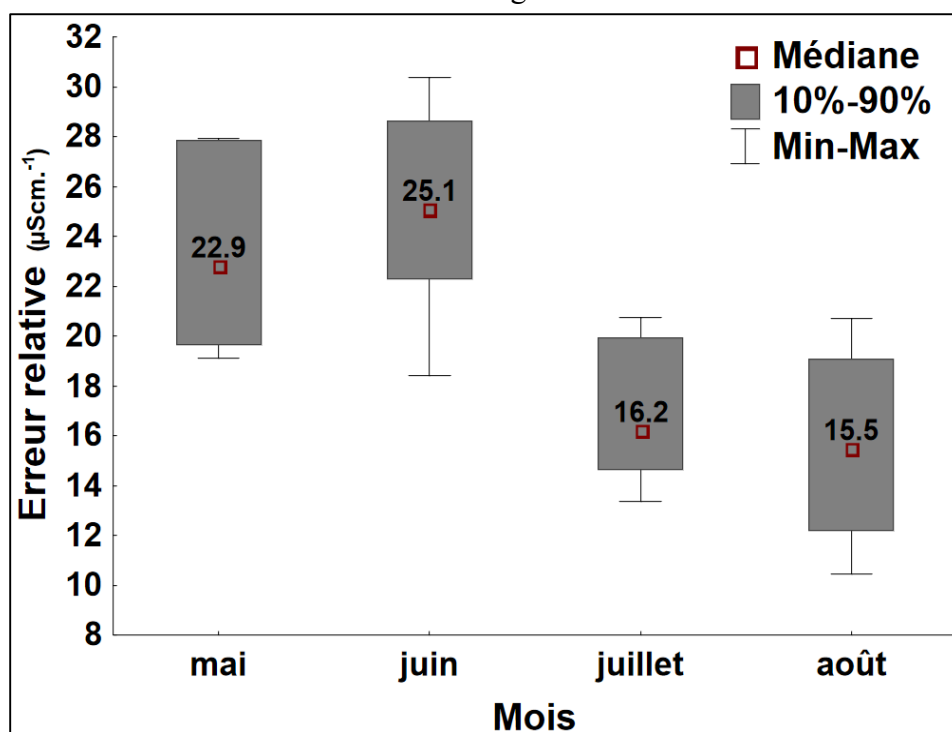


Figure 4.26 : Erreur relative des lectures de conductivité (μScm^{-1}) à la station St-Martin.

On constate un comportement différent entre les deux sondes. En effet, l'erreur commise sur les lectures de conductivité diminue avec le temps à la station St-Martin. Par contre, les lectures de

conductivité prises par la sonde au point Dagenais divergent avec le temps. Cependant, la Figure 4.24 illustre une chute soudaine des lectures de conductivité prise par cette sonde. Ainsi, ce comportement est semblable à une défectuosité du conductimètre présent sur la sonde *KAPTA™* puisque les valeurs des mois de mai et de juillet sont représentatives de la conductivité de l'eau distribuée. De plus, un phénomène semblable a pu être observé sur une autre sonde déployée sur le réseau de Lasalle. Ainsi, il est possible de conclure que les sondes *KAPTA™* sont des outils capables d'effectuer le suivi de la conductivité de l'eau moyennant une erreur de 10 à 15 μScm^{-1} .

4.4 Validation de l'équation de compensation du chlore libre équivalent (éq.7)

L'équation de compensation du chlore libre équivalent calculé à partir des données de chlore actif prises par les sondes prend en considération un facteur de compensation de 2,3% par degré Celsius de différence entre la température de l'eau et la température de référence (25 °C). Il est possible de présumer que ce facteur de pondération n'est pas équivalent pour toutes les gammes de température. Ainsi, à l'aide des données obtenues suite aux essais terrains, un facteur de pondération a été calculé afin de minimiser la différence entre les données de chlore équivalent compensé et les données de chlore de référence fournis par les municipalités, et ce pour les deux sondes. Il est possible d'établir une relation entre le facteur de pondération calculé et la température de l'eau. Cette dernière est présentée à la Figure 4.27 pour les données.

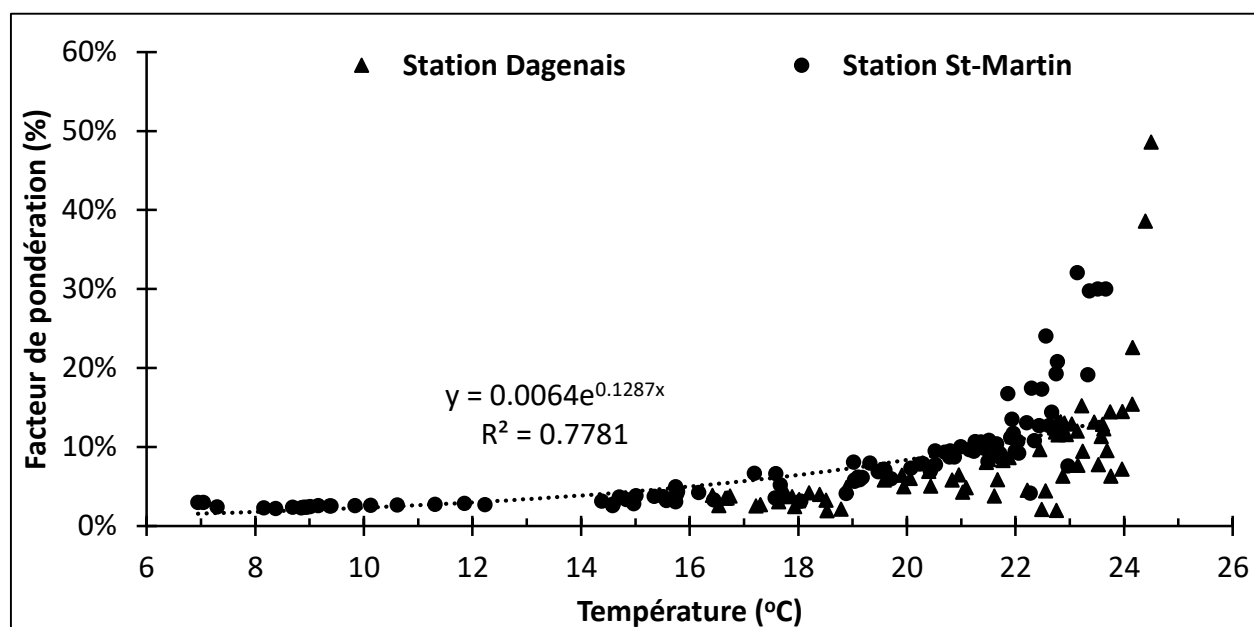


Figure 4.27 : Variation du facteur de pondération en fonction de la température.

Ainsi, la régression exponentielle obtenue avec les données présentées à la Figure 4.27 permet de déterminer le facteur de pondération en fonction de la température de l'eau. Par la suite, l'erreur relative entre les données de chlore libre équivalent compensé à l'aide d'un facteur variable et les données de chlore de référence peut être calculée afin de la comparer à celle obtenue avec le facteur de pondération de 2,3%. La Figure 4.28 présente les erreurs relatives avec l'utilisation d'un facteur de pondération variable en fonction de la température versus une pondération fixée à 2,3%.

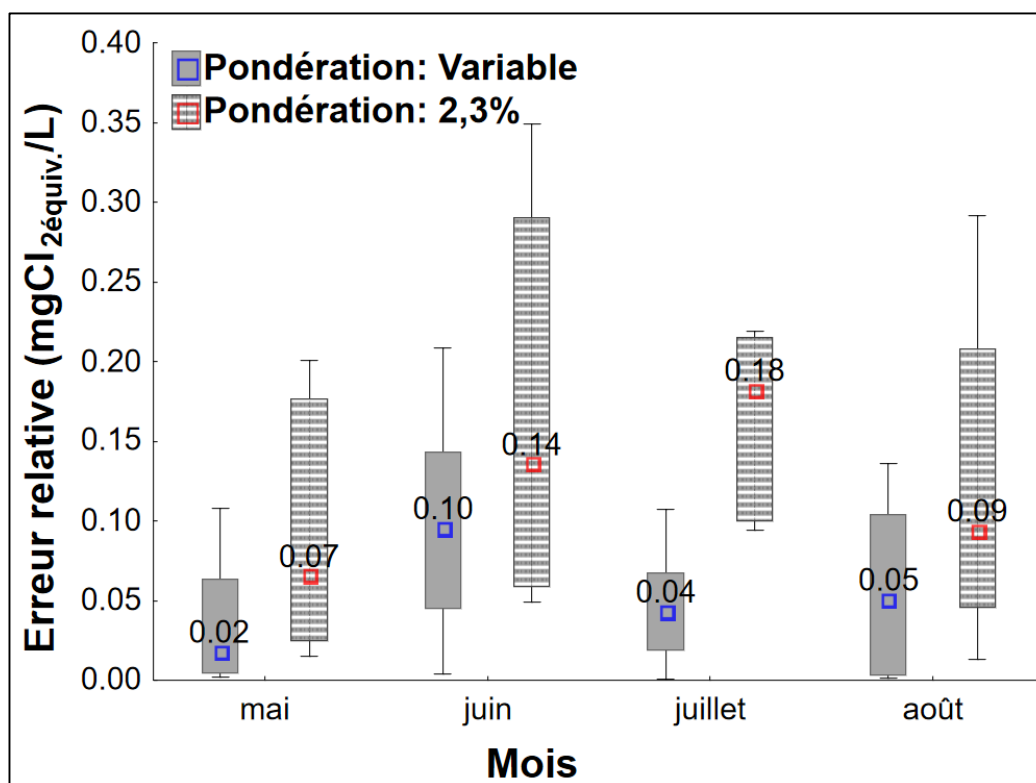


Figure 4.28 : Variation de l'erreur relative en fonction du temps et de la méthode de pondération à la station St-Martin. (boîtes : 10^e-90^e percentile; barres : valeurs min-max; point : valeur médiane)

Suite à l'application de la pondération variable aux données de la station St-Martin, on constate une nette diminution de l'erreur relative médiane ainsi que de sa variabilité (10^e-90^e percentile) et ce pour tous les mois. Des essais supplémentaires permettraient de raffiner l'équation permettant de déterminer le facteur de compensation en fonction de la température. Cela apporterait une réduction significative (p value < 0,001 par Kolmogorov-Smirnov Test) de l'erreur lors de la conversion du chlore actif en chlore libre équivalent compensé.

4.5 Implantation des sondes sur le réseau de distribution

Un des objectifs principaux de ce projet de recherche est d'émettre des recommandations pour l'implantation des sondes de mesure en continu de la qualité de l'eau *KAPTATM*. En premier lieu, il est important de déterminer le nombre de sondes à installer pour assurer un suivi de la qualité de l'eau distribuée sur le réseau secondaire. Plusieurs études évoquent deux types de suivi possible sur les réseaux de distribution. La première approche, par méthode-hydraulique, se base sur les données hydrauliques disponibles du réseau. Ce dernier prend en considération le débit, la vitesse et la pression des diverses conduites afin de déterminer celles qui sont les plus susceptibles aux dégradations de la qualité de l'eau (Besner & Prévost, 2008). La seconde approche, par méthode-qualité, s'appuie sur la densité de la population et la présence de bâtiments publics (école, sociaux, publique). Cette méthode a pour but de minimiser l'impact sur la population d'un événement de dégradation de la qualité (Besner & Prévost, 2008). Plusieurs logiciels informatiques tels que *optiMQ-STM*, *InfoWater SLMTM*, *TEVASPOTTM* et *CANARYTM* permettent de déterminer le positionnement et le nombre de sondes nécessaire en fonction de la méthode sélectionnée (hydraulique vs qualité) et le réseau de distribution. Par exemple, Besner and Prévost (2008) évoquent que 50 sondes distribuées sur le réseau de distribution de la ville de Laval sont en mesure d'effectuer le suivi en continu de la qualité de l'eau, et ce en considérant les deux approches. En approximant la taille du réseau de distribution de la ville de Laval à 1 500 Km de conduites secondaires, ceci représente l'installation d'une sonde aux 30 Km. Ainsi, en utilisant cette approximation le réseau de distribution de la ville de Montréal nécessiterait le déploiement de 120 sondes sur les 3 600 Km de conduites secondaires de son réseau. Une seconde méthode pour déterminer le positionnement des sondes sur le réseau est l'utilisation de la méthode impliquant la « k-means partitional algorithm ». Cette dernière permet d'identifier des zones sur le réseau de distribution ayant des caractéristiques de qualité d'eau similaires. Ainsi, un suivi de chaque zone permet d'obtenir un portrait global de la qualité de l'eau distribuée (Mandel, Maurel, & Chenu, 2015). Cette méthode s'avère particulièrement efficace lorsque utilisée avec des données théoriques provenant de simulations hydrauliques.

Un deuxième aspect très important pour le déploiement des sondes est l'aspect économique. Les coûts de déploiement d'une sonde sont présentés dans le tableau suivant et sont valables pour une durée de trois ans (Communication Véolia, Cyrille Lemoine, 2015-10-08).

Tableau 4-8 : Coût du déploiement d'une sonde pour une période de trois ans.

Composant	Prix
Traitement des données (<i>FUSION</i>)	1 200 \$
Sonde, boîtier GSM, équipements de remplacement	9 000\$
Carte SIM et abonnement cellulaire	300 \$
Entretien (Changement des composants)	300 \$
Installation (perçage de la conduite)	5 000 \$
Total	15 800 \$

Les coûts présentés au tableau suivant sont valides pour une durée de trois ans et comprennent les équipements de remplacement puisque l'installation de cette dernière nécessite le changement annuel des batteries et de la sonde en insertion. De plus, l'accès au portail *FUSION* et à la programmation d'alertes est compris. En contrepartie, des frais de formation sur le fonctionnement et l'entretien des sondes, de 20 000 \$ s'ajoutent. Il est important de mentionner que l'entreprise fournit des contrats de 3 ans.

En utilisant les coûts présentés au Tableau 4-8, un premier déploiement de trois ans des sondes *KAPTA™* sur le réseau de distribution de la ville de Laval et de Montréal demande un investissement initial de respectivement 790 000 \$ pour 50 sondes et de 1,9 million \$ pour 120 sondes (avant les taxes). Ces coûts comprennent l'achat initial du matériel (sonde, boîtier GSM et câble) et le remplacement annuel des batteries ou autres pièces défectueuses, le service de traitement et d'accès aux données par l'interface *FUSION*, l'installation des sondes sur le réseau secondaire (perçage des conduites, installation de la sonde avec le «Kit d'installation») ainsi que les coûts en personnel pour l'entretien annuel. Dans l'éventualité d'un second mandat, les coûts diminuent puisque les coûts reliés à l'installation et à l'achat des boîtiers GSM ne sont plus nécessaires. Ainsi, le coût d'opération des sondes pour le second mandat de trois ans est de 540 000 \$ pour la municipalité de Laval et de 1,3 million pour Montréal pour l'utilisation de 50 et 120 sondes *KAPTA* respectivement. Il est important de mentionner que les coûts présentés ci-dessus sont déterminés avec les prix de 2015 obtenus par le fournisseur. Ils ne doivent être considérés que comme indicatifs des investissements nécessaires au déploiement à grande échelle des sondes. Ces derniers sont sujets à changement.

Plusieurs études de cas d'épidémies hydriques ont permis de quantifier les coûts de ces éclosions. L'épidémie de Walkerton est un excellent exemple des répercussions de la lenteur de détection des événements de dégradation de la qualité de l'eau. Hruday and Hruday (2004) évalue les impacts économiques à plusieurs centaines de millions de dollars, dont 12 millions seulement pour la

désinfection du réseau de distribution. Des incidents de magnitude similaire, tels Flint (MI) (Hanna-Attisha, LaChance, Sadler, & Champney Schnepf, 2016) et Washington (DC) (Brown, Raymond, Homa, Kennedy, & Sinks, 2011), illustrent parfaitement l'importance d'effectuer un suivi continu de la qualité de l'eau dans les réseaux secondaire. Les impacts économiques de tels événements ont été évalués à plusieurs centaines de millions de dollars. Aussi, tel que mentionné dans la revue de littérature, 20 à 30% des épidémies seraient reliées au réseau de distribution. Ainsi, il est possible de conclure qu'un investissement dans la prévention et la détection de la dégradation de la qualité de l'eau serait favorable économiquement.

En conclusion, les sondes *KAPTATM* utilisent le réseau cellulaire comme méthode de transmission de données. Cette particularité est un facteur clef pour le déploiement de ces dernières puisque les données n'ont pas besoin d'être récupérées par du personnel sur le terrain, les rendant complètement autonomes pour la vie utile de la batterie. Par contre, l'utilisation du réseau GSM implique que ce dernier doit être assez puissant pour permettre au boîtier de transmission d'envoyer les données. Dans le cas contraire, les données sont perdues. Ceci semble être contradictoire à l'objectif principal des sondes qui est de permettre le suivi de la qualité sur le réseau secondaire où le signal cellulaire est très faible ou inexistant en raison de la profondeur et du matériau de construction (béton). À plusieurs reprises durant les essais en laboratoire et sur le terrain, la faiblesse du signal a été la cause de la perte de données. Ainsi, il est primordial que la force du signal GSM soit évaluée lors de la sélection des points d'installation. L'implantation d'amplificateurs de signal cellulaire en parallèle aux sondes est une méthode qui s'est prouvée utile lors des essais, mais ces derniers nécessitent une alimentation électrique; accommodation rare dans les chambre de vannes. De plus, le remplacement des couverts de regard en fonte par des couverts en composite est une option, mais ces derniers sont peu envisageables en raison de leur faible résistance aux conditions hivernales (dénivellement). Pour finir, les chambres de vannes doivent être assez grandes pour permettre l'implantation des sondes *KAPTATM*. La sondes nécessite un dégagement minimal d'environ 20 à 30 cm au-dessus de la conduite. De plus, le boîtier GSM ne peut être submergé. Ainsi, ce dernier doit être installer près du regard de la chambre pour éviter un contact avec l'eau et permettre une meilleure réception cellulaire. Ceci peut être problématique lorsque les chambres sont trop profondes puisque le câble reliant la sonde au boîtier à une longueur maximale de 5 mètres.

CHAPITRE 5 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Les résultats des essais en laboratoire et sur les deux réseaux de distribution présentés au chapitre 4 avaient pour but de valider ou d'infirmer les hypothèses de recherche afin de déterminer si les sondes *KAPTATM* sont des outils permettant d'effectuer le suivi en continu de la qualité de l'eau sur le réseau de distribution secondaire.

1) Les sondes *KAPTATM 3000 - AC4* sont des outils capables de mesurer la conductivité, la température sur les réseaux de distribution.

Suite aux essais sur les deux réseaux de distribution, il est possible de conclure que les sondes *KAPTATM* sont des outils capables d'effectuer le suivi de la température et de la conductivité sur le réseau de distribution secondaire. En contrepartie, les essais ont démontré que les modestes erreurs de lecture de température influencent la mesure de chlore actif. En raison de l'installation en dérivation des sondes, la validation des capteurs de pression n'a pu être effectuée en laboratoire et sur le réseau. La validation des lectures de pression est un aspect important qui devrait être étudié lors d'une étude subséquente sur les sondes *KAPTATM* puisque la détection d'événements transitoires de pression est un paramètre important pour expliquer des changements de qualité. De plus, les changements de pressions permettent la détection de fuites et de bris de conduites ce qui pourrait résulter à une contamination du réseau.

2) Les équations de transformation et de compensation permettent d'obtenir des valeurs de chlore libre fiables à partir des données de chlore actif prises par la sonde, et ce dans diverses conditions physico-chimiques de l'eau, de pression et d'écoulement.

Suite aux essais en laboratoire en eau froide et en eau chaude, il est possible de conclure que les sondes sont des outils capables de mesurer la concentration en chlore libre résiduel en fonction des données de chlore actif prises par les sondes. En contrepartie, la fiabilité de l'équation de transformation et de compensation est moindre lorsque le pH de l'eau est hors de la plage linéaire de dissociation du chlore dans l'eau. Cette dernière varie en fonction de la température de l'eau, ainsi le fractionnement du chlore est linéaire lorsque le pH de l'eau est entre 7,5 et 8,0 pour la plage de variation normale de la température sur le réseau de distribution (0 à 25°C). Ceci peut limiter le déploiement des sondes sur les réseaux des municipalités distribuant une eau hors de cette plage de pH. De plus, les essais en laboratoire permettent de constater l'impact de la température de l'eau

sur l'erreur commise lors de la transformation. L'erreur est plus importante lorsque la sonde est utilisée en eau froide ce qui est une particularité importante puisque la température de l'eau distribuée dans les réseaux nord-américains est souvent basse en raison des hivers plus rigoureux et plus longs (comparativement aux réseaux européens). De plus, les essais à faible vitesse d'écoulement ($< 0,03\text{m/s}$) permettent de conclure que les sondes *KAPTATM* ne devraient pas être déployées sur des conduites en extrémités de réseau où la vitesse est faible ou nulle. Pour finir, les essais en eau rouge (forte concentration en fer) permettent de conclure que les sondes sont fonctionnelles lorsque soumises à des événements transitoires de qualité d'eau et que l'équation de transformation et de compensation est valide lors de ces événements.

D'autre part, les essais sur les deux réseaux de distribution montrent que l'erreur médiane associée à la conversion des données de chlore actif en chlore libre est légèrement plus élevée que celle observée pour la conversion lors des essais en laboratoire. L'augmentation de l'erreur absolue du chlore libre en réseau est attribuable à l'erreur de lecture de la température par la sonde résultant à une erreur relative plus élevée en réseau. En contrepartie, ces dernières ont été capables de détecter des événements transitoires de changement de qualité d'eau sur le réseau de distribution et les variations journalières et saisonnières du chlore résiduel.

3) La variabilité de la température, de la concentration en chlore et du pH de l'eau sont les trois facteurs pouvant influencer la précision des données de chlore libre équivalent.

Les essais en laboratoire permettent d'affirmer que le pH de l'eau a une influence importante sur l'erreur absolue commise par l'application des équations 7 et 8. Ces derniers confirment que la plage optimale de pH pour les sondes est de 7,5 à 8,0 en considérant les variations typiques de température sur le réseau de distribution (0 à 25 °C). De plus, l'erreur de lecture des valeurs de pH de l'eau a une influence sur l'erreur du chlore libre résiduel calculé. L'erreur sur la lecture de pH est plus importante lorsque le pH de l'eau s'éloigne de 7. En contrepartie, cette imprécision peut être minimisée si une sonde de pH est positionnée en parallèle de la sonde *KAPTATM*. Par contre, ces sondes demandent un entretien régulier et une alimentation électrique rendant l'implantation des sondes beaucoup plus coûteuses. Aussi, les essais en laboratoire et sur les réseaux de distribution ont permis de quantifier l'influence de la température de l'eau sur l'erreur absolue. Cette dernière est plus importante en eau froide qu'en eau chaude en raison de l'équation de compensation du chlore ayant comme température de référence 25 °C. Ainsi, la compensation est

plus importante plus la température de l'eau s'éloigne de la température de référence. L'erreur causée par la variabilité de la température est sans aucun doute le facteur influençant le plus l'erreur lors de conversion du chlore actif en chlore libre. De plus, l'erreur sur la lecture de la température est difficile à minimiser puisque cette dernière varie entre 1 à 1,5 °C et peut atteindre 5 °C occasionnant des erreurs importantes sur le chlore libre résultant. Pour finir, la concentration en chlore libre résiduel a une influence sur l'erreur de transformation du chlore actif comme démontré par les essais en laboratoire et sur le réseau. L'augmentation de la concentration en chlore de l'eau amplifie les erreurs causées par le pH et la température de l'eau.

4) Les sondes *KAPTATM 3000 - AC4* sont des outils capables d'effectuer le suivi de la qualité de l'eau dans le réseau secondaire et permettent la prise de décision quant à la gestion et l'opération du réseau de distribution.

Suite aux essais en laboratoire, sur le terrain et à l'analyse de l'implantation des sondes sur le réseau, il est possible de conclure que les sondes sont des outils capables d'effectuer le suivi des tendances de chlore libre résiduel. De plus, ces dernières ont permis de détecter des variations transitoires de concentrations de chlore causées par des variations de la qualité de l'eau sur le réseau. Ceci est un aspect clef pour la prévention et la détection d'évènements de dégradation de la qualité puisque le suivi en continu facilite la prise de décision et la gestion de ces évènements. En contrepartie, les sondes ne sont pas adaptées pour déterminer avec précision la concentration du chlore libre et ne peuvent pas remplacer des lectures ponctuelles par colorimétrie (DPD). De plus, suite à l'implantation des sondes sur les deux réseaux de distribution, il est évident que le suivi de la qualité de certaines sections critiques du réseau secondaire pour la qualité de l'eau ne pourra pas être effectué. Finalement, l'utilisation du réseau cellulaire comme méthode de transmission de données pourrait être un frein majeur pour le déploiement des sondes *KAPTATM* si le réseau n'est pas performant. Cette limitation est commune à tous les capteurs utilisant le réseau cellulaire pour la transmission des données.

Recommandations et perspectives

Suite aux résultats et conclusion présentés dans ce projet de recherche, les recommandations suivantes sont émises.

Au niveau des installations de sondes *KAPTATM*:

- 1) Un facteur limitant le déploiement des sondes *KAPTATM* dans les réseaux étudiés est le nombre limité de sites d'installations ayant un signal cellulaire suffisant pour permettre l'envoi des données. Afin de remédier à ce problème, les sondes pourraient être munies d'une antenne reliée par un fil au boîtier de transmission. Cette dernière pourrait être installée à l'extérieur de la chambre de vanne, permettant une meilleure réception cellulaire au boîtier. Dans l'éventualité où cette option n'est pas possible, accroître la force de transmission de boîtier en utilisant des modems 3G minimiserait la perte de données. La planification tenir compte des besoins réseau de capteurs intelligents actuellement en cours devrait tenir compte des besoins de sondes de réseaux.
- 2) Les équations 7 et 8, présentées au chapitre 3, permettant la transformation des données de chlore actif en chlore libre sont fonctionnelles et permettent de suivre les tendances du chlore résiduel sur le réseau. En contrepartie, un raffinement de l'équation de compensation du chlore libre avec la température (éq.7) permettrait l'obtention de meilleures valeurs de chlore libre. L'équation actuelle utilise un facteur de 2,3% par degré Celsius de différence avec 25 °C comme température de référence. En optimisant ce facteur empirique, la validité des données de chlore libre serait grandement améliorée.
- 3) La réduction de l'erreur sur les données de température permettrait d'atténuer l'erreur commise lors de l'application des équations de transformation et de compensation du chlore actif. Comme démontré dans les résultats, l'imprécision des données de température, même modeste, est un facteur important sur l'erreur de conversion du chlore.

Au niveau des municipalités :

- 1) Le suivi en continu de la qualité de l'eau distribuée sur le réseau secondaire est un aspect primordial pour la détection de bris, des mélanges d'eau et de la contamination accidentelle ou intentionnée de la qualité de l'eau pouvant mener à l'éclosion d'épidémies hydriques. De plus, ces dernières permettent un suivi en temps réel du réseau permettant une meilleure gestion du réseau de distribution secondaire. Pour ce faire, l'implantation de sondes *KAPTATM* de suivi en continu dans les réseaux permet d'obtenir un suivi des tendances du chlore actif et libre, de la température, de la conductivité et des pressions. L'implantation des sondes testées remplacer la prise d'analyses ponctuelles de la qualité de l'eau, car ces sondes ne permettent pas d'effectuer le suivi d'autres paramètres de qualité normés (THM,

AHA, turbidité, etc.). Toutefois des sondes de mesures de ces paramètres sont maintenant proposées sur le marché et méritent d'être évaluées rapidement, et si fiables, intégrées au suivi en continu.

- 2) L'implantation de sondes de mesure en continu n'est envisageable que si des emplacements permettant leur installation sont présents dans le réseau. Lors de nos travaux, le nombre de sites ayant un dégagement suffisant et la disponibilité d'un réseau cellulaire adéquat étaient limités. Le principal frein à leur installation était la présence de chambres de vannes répondant aux exigences d'installation, particulièrement au niveau du dégagement. L'installation de chambres de mesure pour l'installation des sondes devrait être planifiée. De plus, l'installation des sondes devrait tenir compte des vitesses d'écoulement car la génération actuelle des sondes ne devrait pas être installées dans des secteurs sujets à de faibles vitesses d'écoulement. Une nouvelle génération de sonde moins sensible aux faibles vitesses a été proposée par le fabricant. Il serait intéressant de tester ces nouveaux instruments.

Finalement, le projet de recherche présenté dans ce mémoire comporte certaines limitations, et ce surtout sur les essais terrain. Lors de ces tests, les sondes n'ont pas pu être installées en insertion sur les conduites. Ainsi, le suivi de la pression n'a pu être validé sur le réseau de distribution. Il serait important, lors d'un projet de recherche futur, que ces deux aspects soient pris en considération et validés sur le terrain. De plus, l'installation des sondes en insertion permettrait de valider les données recueillies lorsque la vitesse d'écoulement est plus élevée et représentative de celle sur un réseau de distribution. Comme démontré par les essais en laboratoire, la vitesse d'écoulement influence la précision des données. Dans cette étude des résultats terrain concluants ont été obtenus pour une vitesse supérieure à 0,3 m/s, mais inférieure aux vitesses du réseau. Il est possible que des vitesses plus élevées dans le réseau résultent en une réduction supplémentaire de l'erreur. Des essais supplémentaires afin de raffiner l'équation de compensation du chlore équivalent en fonction de la température permettraient aussi d'obtenir des données beaucoup plus représentatives de la qualité de l'eau distribuée.

RÉFÉRENCES

- Aisopou, A., Stoianov, I., Arora, A., O'Hare, D., & Graham, N. (2010). *Multi parameter water quality sensors for water supply systems*. Paper presented at the Integrating Water Systems, Sheffield, England.
- Aisopou, A., Stoianov, I., & Graham, N. J. (2012). In-pipe water quality monitoring in water supply systems under steady and unsteady state flow conditions: a quantitative assessment. *Water Research*, 46(1), 235-246. doi:10.1016/j.watres.2011.10.058
- Allen, M. (2011). Real-time in-network distribution system monitoring to improve operational efficiency. *American Water Works Association. Journal*, 103(7), 63-74.
- Arnold Jr., R. B., Raetz, M., & Edwards, M. (2011, June 12-16, 2011). *Effects of alkalinity, NOM, and orthophosphate on galvanic corrosion*. Paper presented at the American Water Works Association-Annual Conference and Exposition, Washington, DC, USA.
- Badalyan, A., Buff, J., Holmes, M., Chow, C., & Vitange, D. (2009). On-line free-chlorine/total-chlorine monitors evaluation - a step towards a correct choice of residual disinfectant monitor *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua*, 58(5), 181-190.
- Beriet, C., De Coulon, Y., & Lemoine, C. (2014). Device for Measuring the Free Chlorine Content of Water. *Canadian Intellectual Property Office, CA 2842134*.
- Besner, M.-C. (2005, 26-27 octobre 2005). *Impact du résiduel de désinfectant sur l'inactivation des microorganismes accidentellement introduits en réseau de distribution*. Paper presented at the 17e Atelier sur L'Eau Potable, Réseau Environnement, Sherbrooke, Québec, Canada.
- Besner, M.-C. (2013). *Validation des sondes multiparamétriques Intellisondes TM pour la mesure de la qualité de l'eau en continu dans le réseau de distribution de la ville de Montréal*. Retrieved from Montréal, QC, Canada:
- Besner, M.-C., Broséus, R., Lavoie, J., Di Giovanni, G., Payment, P., & Prévost, M. (2010). Pressure monitoring and characterization of external sources of contamination at the site of the Payment drinking water epidemiological studies. *Environmental Science and Technology*, 44(1), 269-277. doi:10.1021/es901988y
- Besner, M.-C., Ebacher, G., Jung, B. S., Karney, B., Lavoie, J., Payment, P., & Prévost, M. (2010). Negative pressures in full-scale distribution system: Field investigation, modelling, estimation of intrusion volumes and risk for public health. *Drinking Water Engineering and Science*, 3(2), 101-106. doi:10.5194/dwes-3-101-2010
- Besner, M.-C., Ebacher, G., & Prévost, M. (2013). Public health risk of microbial intrusion events in distribution systems. In U. Borchers, J. Gray, & K. C. Thompson (Eds.), *Water Contamination Emergencies* (pp. 145-155).
- Besner, M.-C., & Prévost, M. (2008). *Positionnement des points de mesure de pression et débit sur le réseau de distribution de Ville de Laval*. Retrieved from Montréal, Québec, Canada: Je dois demander à Marie-Claude si nous avons une copie PDF de ce rapport

- Besner, M.-C., Prévost, M., & Regli, S. (2011). Assessing the public health risk of microbial intrusion events in distribution systems: conceptual model, available data, and challenges. *Water Research*, 45(3), 961-979. doi:10.1016/j.watres.2010.10.035
- Biswas, P., Lu, C., & Clark, R. M. (1993). A model for chlorine concentration decay in pipes. *Water Research*, 27(12), 1715-1724.
- Boxall, J. B., & Saul, A. J. (2005). Modeling Discoloration in Potable Water Distribution System. *Journal of Environment and Engineering*, 131(5), 716-725.
- Brown, M. J., Raymond, J., Homa, D., Kennedy, C., & Sinks, T. (2011). Association between children's blood lead levels, lead service lines, and water disinfection, Washington, DC, 1998-2006. *Environmental Research*, 111(1), 67-74.
- Byer, D. (2005). Real-time detection of international chemical contamination in the distribution system. *American Water Works Association*, 97(7).
- Carter, J. T., Lee, Y., Buchberger, S. G., Rossman, L. A., & Rice, E. W. (1997, November 9-12). *Correlations between travel time and water quality in a deadend loop*. Paper presented at the American Water Works Association-Water Quality Technology Conference Denver, Colorado, USA.
- Clark, R. M., Lykins, B. W., Block, J.-C., Wymer, L. J., & Reasoner, D. J. (1994). Water quality changes in a simulated distribution system. *Water Supply: Research and Technology-Aqua* 43(6), 263-277.
- Clark, R. M., Yang, Y. J., Impellitteri, C. A., Haught, R. C., Schupp, D. A., Panguluri, S., & Krishnan, E. R. (2010). Chlorine fate and transport in distribution systems: experimental and modeling studies. *Journal of the American Water Works Association*, 102(5), 144-155.
- Colombo, A. F., & Karney, B. W. (2009). A selective literature review of transient-based leak detection methods. *Journal of Hydro-environment Research*, 2(3), 212-227. doi:10.1016/j.jher.2009.02.003
- Colombo, A. F., Lee, P., & Karney, B. W. (2009). A selective literature review of transient-based leak detection methods. *Journal of Hydro-environment Research*, 2(4), 212-227. doi:10.1016/j.jher.2009.02.003
- Craun, G. F., & Calderon, R. L. (2001). Waterborne disease outbreaks caused by distribution system deficiencies. *Journal of the American Water Works Association*, 93(9), 64-75.
- Douglas, B. D., Merrill, D. T., & Catlin, J. O. (1996). Water quality deterioration from corrosion of cement - mortar linings. *Journal of the American Water Works Association*, 88(7), 99-107.
- Ebacher, G., Besner, M.-C., Clément, B., & Prévost, M. (2012). Sensitivity analysis of some critical factors affecting simulated intrusion volumes during a low pressure transient event in a full-scale water distribution system. *Water Research*, 46(13), 4017-4030. doi:10.1016/j.watres.2012.05.006
- Ebacher, G., Besner, M.-C., & Prevost, M. (2013). Submerged appurtenances and pipelines: An assessment of water levels and contaminant occurrence. *Journal of the American Water Works Association*, 105(12), E684-E698. doi:10.5942/jawwa.2013.105.0156

- Ercumen, A., Gruber, J. S., & Colford, J. M. (2014). Water distribution system deficiencies and gastrointestinal illness: A systematic review and meta-analysis. *Environ Health Perspect*, 122(7), 651-660. doi:10.1289/ehp.1306912
- Gullick, R., & LeChevallier, M. W. (2004). Occurrence of transient: Low and negative pressures in distribution systems. *Journal - American Water Works Association*, 96(11), 52-66.
- Gullick, R. W., LeChevallier, M. W., Case, J., Wood, D. J., Funk, J. E., & Friedman, M. J. (2005). Application of pressure monitoring and modelling to detect and minimize low pressure events in distribution systems. *Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 54(2), 65-81.
- Gullick, R. W., LeChevallier, M. W., Svindland, R. C., & Friedman, M. J. (2004). Occurrence of transient low and negative pressures in distribution systems. *Journal of the American Water Works Association*, 96(11), 52-66.
- Haas, C. N. (1999). Benefits of using a disinfectant residual. *Journal of the American Water Works Association*, 91(1), 65-69.
- Haas, C. N., Meyer, M. A., & Paller, M. S. (1983). Microbial alterations in water distribution systems and their relationship to physical-chemical characteristics. *Journal of the American Water Works Association*, 75, 475-481.
- Hall, J., Szabo, J., & Spence, S. (2010). On-line Water Quality Monitoring in Drinking Water Distribution System: A Summary Report of USEPA Research and Best Practices. *American Water Works Association. Journal*, 102(8), 20-22.
- Hall, J., Zaffiro, A. D., Marx, R. B., Kefauver, P. C., K.E., R., Haught, R. C., & Herrmann, J. G. (2007). On-line water quality parameters as indicators of distribution system contamination. *Journal of the American Water Works Association*, 99(1), 66-77.
- Hanna-Attisha, M., LaChance, J., Sadler, R. C., & Champney Schnepf, A. (2016). Elevated blood lead levels in children associated with the flint drinking water crisis: A spatial analysis of risk and public health response. *American Journal of Public Health*, 106(2), 283-290. doi:10.2105/AJPH.2015.303003
- Hargesheimer, E., Conio, O., & Popovicova, J. (2002). *Online monitoring for drinking water utilities* (90829). Retrieved from Denver, Colorado, USA: Il y a une copie dans le répertoire Direction/Publications_Électroniques France et il y a aussi un rapport dans la salle des archives
- Hrudey, S. E., & Hrudey, E. J. (2004). *Safe drinking water. Lessons from recent outbreaks in affluent nations*. London, United Kingdom: International Water Association Publishing.
- International, A. (2007). Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils (Withdrawn 2016). doi:10.1520/D0422-63R07E02
- Kerneis, A., Nakache, F., Deguin, A., & Feinberg, M. (1995). The effects of water residence time on the biological quality in a distribution network. *Water Research*, 29(7), 1719-1727.
- Kiéné, L., Yu, W., & Levi, Y. (1998). Relative importance of the phenomena responsible for the chlorine decay in drinking water distribution systems. *Water Science and Technology*, 38(6), 219-227.

- Kirmeyer, G. J., Friedman, M., Martel, K., Howie, D., LeChevallier, M., Abbaszadegan, M., . . . Harbour, J. (2001). *Pathogen intrusion into the distribution system* (90835). Retrieved from Denver, Colorado, USA: Il y a une copie PDF dans le répertoire Directions/Publications_Électroniques France
- Kirmeyer, G. J., Thomure, T. M., Rahman, R., Marie, J. L., LeChevallier, M. W., Yang, J., . . . Schneider, O. (2014). *Effective microbial control strategies for main breaks and depressurization* (4307). Retrieved from Denver, CO, USA: <http://www.waterrf.org/Pages/Projects.aspx?PID=4307>
- Kroll, D., King, K., & Klein, G. (2006, August 27-30). *Using in pipe data sonde arrays for security and quality monitoring in the water distribution system*. Paper presented at the 8th Annual Water Distribution Systems Analysis Symposium (WDSA), Cincinnati, Ohio, USA.
- LeChevallier, M., Xu, M., Yang, J., & Teunis, P. (2009, November 15-19, 2009). *Potential intrusion of pathogens through failures in drinking water distribution systems*. Paper presented at the American Water Works Association-Water Quality Technology Conference Seattle, Washington, USA.
- LeChevallier, M. W. (1990). Coliform regrowth in drinking water: a review. *Journal of the American Water Works Association*, 82(11), 74-86.
- LeChevallier, M. W., & Au, K.-K. (2004). *Water treatment and pathogen control: process efficiency in achieving safe drinking water*. London, United Kingdom: World Health Organization and International Water Association Publishing.
- LeChevallier, M. W., Babcock, T. M., & Lee, R. G. (1987). Examination and characterization of distribution system biofilms. *Applied and Environmental Microbiology*, 53(12), 2714-2724.
- LeChevallier, M. W., Lowry, C. D., Lee, R. G., & Gibbon, D. L. (1993). Examining the relationship between iron corrosion and the disinfection of biofilm bacteria. *Journal of the American Water Works Association*, 85(7), 111-123.
- LeChevallier, M. W., Welch, N. J., & Smith, D. B. (1996). Full-scale studies of factors related to coliform regrowth in drinking water. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(7), 2201-2211.
- Lévi, Y. (1998, 23-25 septembre 1998). *Limiter les biomasses fixées dans les réseaux de distribution d'eau: le défi de la qualité*. Paper presented at the Colloque des 13^{èmes} Journées Information Eaux, Poitiers, France.
- Lu, C., Biswas, P., & Clark, R. M. (1995). Simultaneous transport of substrates, disinfectants and microorganisms in water pipes. *Water Research*, 29(3), 881-894.
- Lu, W., Kiene, L., & Levi, Y. (1999). Chlorine demand of biofilms in water distribution systems. *Water Research*, 33(3), 827-835.
- Malkov, V. B., Zachman, B., & Scribner, T. (2009). *Comparison of on-line chlorine analysis methods and instrumentation built on amperometric and colorimetric technologies*. Paper presented at the American Water Works Association-Water Quality Technology Conference and Exposition (WQTC).

- Mandel, P., Maurel, M., & Chenu, D. (2015). Better understanding of water quality evolution in water distribution networks using data clustering. *Water Research*, 87, 69-78. doi:10.1016/j.watres.2015.08.061
- Mathieu, L., Paquin, J. L., Block, J.-C., Randon, G., Maillard, J., & Reasoner, D. (1992). Paramètres gouvernant la prolifération bactérienne dans les réseaux de distribution. *Revue des sciences de l'eau*, 5(Spécial), 91-112.
- McClintock, A. M. (2013). *Investigating galvanic corrosion in low-alkalinity water: The effects of pH, high dose corrosion inhibitors, and dissolved inorganic carbon*. (M.Sc. M.Sc.), Dalhousie University, Halifax, NS, Canada. Retrieved from <http://dalspace.library.dal.ca/handle/10222/35465>
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), & Direction des eaux municipales. (2015). *Guide d'interprétation du règlement sur la qualité de l'eau potable*. Retrieved from Québec, Canada: http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/potable/reglement/guide_interpretation_RQEP.pdf
- Loi sur la qualité de l'environnement, Qualité de l'eau potable, (2010).
- Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP). (2012). *Guide de conception des installations de production d'eau potable*. Retrieved from <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/index.htm>
- Morris, J. C. (1966). The Acid Ionization Constant of HOCl from 5 to 35°. *The Journal of Physical Chemistry*, 70(12), 3798-3805. doi:10.1021/j100884a007
- Payment, P. (1997). Epidemiology of endemic gastrointestinal and respiratory diseases: incidence, fraction attributable to tap water and costs to society. *Water Science and Technology*, 35(11-12), 7-10.
- Payment, P., Franco, E., Richardson, L., & Siemiatycki, J. (1991). Gastrointestinal health effects associated with the consumption of drinking water produced by point-of-use domestic reverse-osmosis filtration units. *Applied and Environmental Microbiology*, 57(4), 945-948.
- Payment, P., Richardson, L., Edwardes, M., Franco, E., & Siemiatycki, J. (1991). A prospective epidemiological study of drinking water related gastrointestinal illnesses. *Water Science and Technology*, 24(2), 27-28.
- Payment, P., Richardson, L., Siemiatycki, J., Dewar, R., Edwardes, M., & Franco, E. (1991). A randomized trial to evaluate the risk of gastrointestinal disease due to consumption of drinking water meeting current microbiological standards. *American Journal of Public Health*, 81(6), 703-708.
- Payment, P., Siemiatycki, J., Richardson, L., Renaud, G., Franco, E., & Prévost, M. (1997). A prospective epidemiological study of gastrointestinal health effects due to the consumption of drinking water. *International Journal of Environmental Health Research*, 7(1), 5-31.
- Porco, J. W. (2010). Municipal Water Distribution System Security Study: Recommendation for Science and technology Investments. *American Water Works Association. Journal*, 102(4), 30.

- Rompré, A., Prévost, M., Brisebois, P., Lavoie, J., & Lafrance, P. (1997). *L'application des stratégies de contrôle de la corrosion dans les réseaux de distribution d'eau potable*. Paper presented at the Semaines des Infrastructures Montréal, QC, Canada.
- Rosenfeldt, E. J., Baeza, C., & Knappe, D. R. U. (2009). Effect of free chlorine application on microbial quality of drinking water in chloraminated distribution systems. *Journal of the American Water Works Association*, 101(10), 60-70.
- Rossman, L. A., Clark, R. M., & Grayman, W. M. (1994). Modeling chlorine residuals in drinking-water distribution systems. *Journal of Environmental Engineering*, 120(4), 803-820.
- Sander, A., Berghult, B., Ahlberg, E., Broo, A. E., Johansson, E. L., & Hedberg, T. (1997). Iron corrosion in drinking water distribution systems - surface complexation aspects. *Corrosion Science*, 39(1), 77-93.
- Santé Canada. (1996). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*. Retrieved from Ottawa, Ontario, Canada: http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/guidelines_sixth-rec-fra.php
- Sarin, P., Snoeyink, V., Lytle, D. A., & Kriven, W. M. (2004). Iron Corrosion Scales: Model for Scale Growth, Iron Release, and Colored Water Formation. *Journal of Environment and Engineering*, 364-373.
- Schock, M. R. (1990). Internal corrosion and deposition control (Chapter 17) *Water quality and treatment. A handbook of community water supplies* (pp. 17.11-17.109). New York, NY, USA: American Water Works Association and McGraw-Hill, Inc.
- Shamir, U., & Howard, C. D. D. (1968). Water distribution systems analysis. *Journal of the Hydraulics Division*, 94(1), 219-234.
- Snoeyink, V., Clark, R. R., McCreary, J. J., & McHie, W. F. (1981). Organic compounds produced by the aqueous free-chlorine-activated carbon reaction. *Environmental Science and Technology*, 15(2), 188-192.
- Storey, M. V., van der Gaag, B., & Burns, B. P. (2011). Advances in on-line drinking water quality monitoring and early warning systems. *Water Research*, 45(2), 741-747. doi:10.1016/j.watres.2010.08.049
- Teefy, S. (1996). *Tracer studies in water treatment facilities: a protocol and case studies* (90692). Retrieved from Denver, Colorado, USA: Il y a une copie dans le répertoire Direction/Publications_Électroniques France
- Thompson, K. A., & Fann, S. (2009). Implementing a contamination warning system at a department of defense facility: Case study - Port Hueneme, California. *Proceedings of World Environmental and Water Resources Congress 2009*, 342, 5411-5417.
- Trussell, R. R. (1999). An overview of disinfectant residuals in drinking water distribution systems. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, 48(1), 2-10.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2001). *Potential contamination due to cross-connections and backflow and the associated health risks*. Retrieved from Washington, DC, USA: http://www.epa.gov/safewater/disinfection/tcr/pdfs/issuepaper_tcr_crossconnection-backflow.pdf

- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2002). *Part 143 - National secondary drinking water regulations*. Retrieved from Washington, DC, USA: http://edocket.access.gpo.gov/cfr_2002/julqtr/pdf/40cfr142.311.pdf
- van der Gaag, B., & Volz, J. (2008). Real-time On-line Monitoring of Contaminants in Water: Developing a Research Strategy from Utility Experiences and Needs. *KIWA Water Research, Nieuwegein*.
- Vasconcelos, J. J., Rossman, L. A., Grayman, W. M., Boulos, P. F., & Clark, R. M. (1997). Kinetics of chlorine decay. *Journal of the American Water Works Association*, 89(7), 54-65.
- VEOLIA. (2013). Module Qualité de l'Eau: KAPTA 3000-AC4.
- Volk, C., & Joret, J. C. (1994). Paramètres prédictifs de l'apparition des coliformes dans les réseaux de distribution d'eau d'alimentation. *Revue des sciences de l'eau*, 7(2), 131-152.
- Vreeburg, J. H. G., & Boxall, J. B. (2007). Discolouration in potable water distribution systems: a review. *Water Research*, 41(3), 519-529.
- Yang, J., LeChevallier, M. W., Teunis, P. F. M., & Xu, M. (2011). Managing risks from virus intrusion into water distribution systems due to pressure transients. *Journal of Water and Health*, 9(2), 291-305. doi:10.2166/wh.2011.102
- Zhang, X., Mi, Z., Wang, Y., Liu, S., Niu, Z., Lu, P., . . . Chen, C. (2014). A red water occurrence in drinking water distribution systems caused by changes in water source in Beijing, China: mechanism analysis and control measures. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 8(3), 417-426. doi:10.1007/s11783-013-0558-4

ANNEXE A – EXEMPLE DE RÉSULTATS POUR UN ESSAI EN LABORATOIRE

Tableau A-1 : Résultats du test blanc des essais en eau rouge.

Temps (min)	Chlore1 (ppm)	Chlore2 (ppm)	Température (°C)	Chlore actif (ppm)	pKa	pH	Chlore libre (mg/L)	Chlore libre corr. (mg/L)	Chlore Labo (mg/L)
0	0.02	0.01	21.3	0.02	7.571	8.26	0.12	0.13	0.879
5	0.07	0.06	21.3	0.07	7.571	8.26	0.41	0.45	0.872
10	0.1	0.09	21.3	0.10	7.571	8.25	0.58	0.63	0.865
15	0.11	0.1	21.3	0.11	7.571	8.25	0.64	0.69	0.858
20	0.14	0.13	21.3	0.14	7.571	8.24	0.79	0.87	0.851
25	0.15	0.14	21.3	0.15	7.571	8.24	0.85	0.93	0.844
30	0.15	0.14	21.3	0.15	7.571	8.23	0.83	0.91	0.838
35	0.14	0.13	21.3	0.14	7.571	8.23	0.78	0.85	0.831
40	0.15	0.14	21.3	0.15	7.571	8.22	0.82	0.89	0.824
45	0.14	0.13	21.3	0.14	7.571	8.22	0.76	0.84	0.818
50	0.15	0.14	21.3	0.15	7.571	8.21	0.80	0.88	0.811
55	0.14	0.13	21.6	0.14	7.568	8.21	0.75	0.82	0.805
60	0.14	0.13	21.6	0.14	7.568	8.20	0.74	0.80	0.798
65	0.14	0.13	21.6	0.14	7.568	8.20	0.74	0.80	0.792
70	0.14	0.13	21.6	0.14	7.568	8.20	0.74	0.80	0.786
75	0.14	0.13	21.6	0.14	7.568	8.20	0.74	0.80	0.779
80	0.14	0.13	21.6	0.14	7.568	8.20	0.74	0.80	0.773
85	0.14	0.13	21.6	0.14	7.568	8.19	0.73	0.79	0.767
90	0.14	0.13	21.6	0.14	7.568	8.19	0.73	0.79	0.761
95	0.14	0.13	21.6	0.14	7.568	8.19	0.73	0.79	0.755
100	0.14	0.13	21.6	0.14	7.568	8.19	0.73	0.79	0.749
105	0.14	0.13	21.6	0.14	7.568	8.18	0.71	0.77	0.743
110	0.14	0.13	21.6	0.14	7.568	8.18	0.71	0.77	0.737
115	0.14	0.13	21.6	0.14	7.568	8.18	0.71	0.77	0.731
120	0.14	0.13	21.6	0.14	7.568	8.17	0.70	0.76	0.725

Tableau A-1 : Résultats du test blanc des essais en eau rouge. (Suite)

125	0.13	0.12	21.6	0.13	7.568	8.17	0.65	0.70	0.719
130	0.13	0.12	21.6	0.13	7.568	8.17	0.65	0.70	0.714
135	0.13	0.12	21.6	0.13	7.568	8.17	0.65	0.70	0.708
140	0.13	0.12	21.6	0.13	7.568	8.17	0.65	0.70	0.702
145	0.13	0.12	21.6	0.13	7.568	8.17	0.65	0.70	0.697
150	0.13	0.12	21.6	0.13	7.568	8.17	0.65	0.70	0.691
155	0.13	0.12	21.6	0.13	7.568	8.16	0.64	0.69	0.686
160	0.13	0.12	21.9	0.13	7.565	8.16	0.64	0.69	0.680
165	0.13	0.12	21.9	0.13	7.565	8.16	0.64	0.69	0.675
170	0.13	0.12	21.9	0.13	7.565	8.16	0.64	0.69	0.670
175	0.13	0.12	21.9	0.13	7.565	8.16	0.64	0.69	0.664
180	0.13	0.12	21.9	0.13	7.565	8.16	0.64	0.69	0.659
185	0.13	0.12	21.9	0.13	7.565	8.16	0.64	0.69	0.654
190	0.13	0.12	21.9	0.13	7.565	8.16	0.64	0.69	0.649
195	0.13	0.12	21.9	0.13	7.565	8.16	0.64	0.69	0.644
200	0.13	0.12	21.9	0.13	7.565	8.16	0.64	0.69	0.639
205	0.12	0.11	21.9	0.12	7.565	8.16	0.59	0.64	0.634
210	0.12	0.11	21.9	0.12	7.565	8.16	0.59	0.64	0.629
215	0.12	0.11	21.9	0.12	7.565	8.16	0.59	0.64	0.624
220	0.12	0.11	21.9	0.12	7.565	8.16	0.59	0.64	0.619
225	0.12	0.11	21.9	0.12	7.565	8.16	0.59	0.64	0.614
230	0.12	0.11	21.9	0.12	7.565	8.16	0.59	0.64	0.610
235	0.12	0.11	21.9	0.12	7.565	8.16	0.59	0.64	0.605
240	0.12	0.11	21.9	0.12	7.565	8.16	0.59	0.64	0.600
245	0.12	0.11	21.9	0.12	7.565	8.16	0.59	0.64	0.596
250	0.12	0.11	21.9	0.12	7.565	8.16	0.59	0.64	0.591
255	0.12	0.11	21.9	0.12	7.565	8.16	0.59	0.64	0.587
260	0.11	0.1	21.9	0.11	7.565	8.16	0.54	0.58	0.582
265	0.11	0.1	21.9	0.11	7.565	8.16	0.54	0.58	0.578

Tableau A-1 : Résultats du test blanc des essais en eau rouge. (Suite)

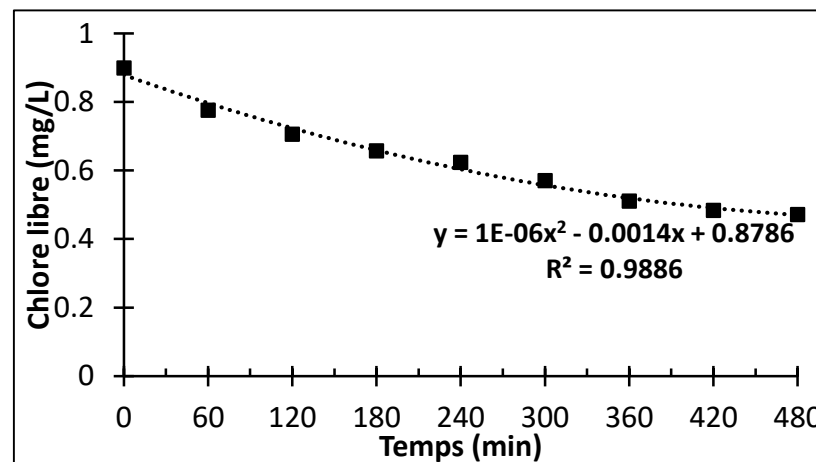
270	0.11	0.1	21.9	0.11	7.565	8.16	0.54	0.58	0.574
275	0.11	0.1	21.9	0.11	7.565	8.16	0.54	0.58	0.569
280	0.11	0.1	21.9	0.11	7.565	8.16	0.54	0.58	0.565
285	0.11	0.1	21.9	0.11	7.565	8.16	0.54	0.58	0.561
290	0.11	0.1	21.9	0.11	7.565	8.16	0.54	0.58	0.557
295	0.11	0.1	21.9	0.11	7.565	8.16	0.54	0.58	0.553
300	0.11	0.1	21.9	0.11	7.565	8.16	0.54	0.58	0.549
305	0.11	0.1	21.9	0.11	7.565	8.16	0.54	0.58	0.545
310	0.1	0.09	21.9	0.10	7.565	8.16	0.49	0.53	0.541
315	0.1	0.09	21.9	0.10	7.565	8.16	0.49	0.53	0.537
320	0.1	0.09	21.9	0.10	7.565	8.16	0.49	0.53	0.533
325	0.1	0.09	21.9	0.10	7.565	8.16	0.49	0.53	0.529
330	0.1	0.09	21.9	0.10	7.565	8.16	0.49	0.53	0.526
335	0.1	0.09	21.9	0.10	7.565	8.15	0.48	0.52	0.522
340	0.1	0.09	21.9	0.10	7.565	8.15	0.48	0.52	0.518
345	0.1	0.09	21.9	0.10	7.565	8.15	0.48	0.52	0.515
350	0.1	0.09	21.9	0.10	7.565	8.15	0.48	0.52	0.511
355	0.1	0.09	21.9	0.10	7.565	8.15	0.48	0.52	0.508
360	0.1	0.09	21.9	0.10	7.565	8.15	0.48	0.52	0.504
365	0.1	0.09	21.9	0.10	7.565	8.15	0.48	0.52	0.501
370	0.1	0.09	21.9	0.10	7.565	8.15	0.48	0.52	0.498
375	0.09	0.08	21.9	0.09	7.565	8.15	0.44	0.47	0.494
380	0.09	0.08	21.9	0.09	7.565	8.15	0.44	0.47	0.491
385	0.09	0.08	21.9	0.09	7.565	8.15	0.44	0.47	0.488
390	0.09	0.08	21.9	0.09	7.565	8.14	0.43	0.46	0.485
395	0.09	0.08	21.9	0.09	7.565	8.14	0.43	0.46	0.482
400	0.09	0.08	21.9	0.09	7.565	8.14	0.43	0.46	0.479
405	0.09	0.08	21.9	0.09	7.565	8.14	0.43	0.46	0.476
410	0.09	0.08	22	0.09	7.564	8.14	0.43	0.46	0.473
415	0.09	0.08	22	0.09	7.564	8.14	0.43	0.46	0.470

Tableau A-1 : Résultats du test blanc des essais en eau rouge. (Suite)

420	0.09	0.08	22	0.09	7.564	8.14	0.43	0.46	0.467
425	0.09	0.08	22	0.09	7.564	8.14	0.43	0.46	0.464
430	0.09	0.08	22	0.09	7.564	8.14	0.43	0.46	0.462
435	0.09	0.08	22	0.09	7.564	8.14	0.43	0.46	0.459
440	0.09	0.08	22	0.09	7.564	8.14	0.43	0.46	0.456
445	0.09	0.08	22	0.09	7.564	8.14	0.43	0.46	0.454
450	0.09	0.08	22	0.09	7.564	8.14	0.43	0.46	0.451
455	0.08	0.07	22	0.08	7.564	8.14	0.38	0.41	0.449
460	0.08	0.07	22	0.08	7.564	8.14	0.38	0.41	0.446
465	0.08	0.07	22	0.08	7.564	8.14	0.38	0.41	0.444
470	0.08	0.07	22	0.08	7.564	8.14	0.38	0.41	0.442
475	0.08	0.07	22	0.08	7.564	8.14	0.38	0.41	0.439
480	0.08	0.07	22	0.08	7.564	8.14	0.38	0.41	0.437

Tableau A-2 : Paramètres de références mesurés en laboratoire.

Temps (min)	Absorbance	Chlore libre (mg/L)	Turbidité (UTN)
0	0.414	0.899	0.157
60	0.363	0.776	0.152
120	0.334	0.706	0.155
180	0.314	0.657	0.161
240	0.300	0.624	0.160
300	0.278	0.571	0.159
360	0.253	0.510	0.169
420	0.242	0.484	0.171
480	0.237	0.472	0.163

**Figure A.1 : Variation du chlore libre en fonction du temps pour l'essai.**

ANNEXE B – FICHE TECHNIQUE DES SONDES KAPTA™ 3000-AC4

KAPTA 3000-AC4

ENDETEC

SONDE MULTI-PARAMETRES EN LIGNE

Chlore, Conductivité, Pression, Température

Applications : Sécurité de l'eau potable

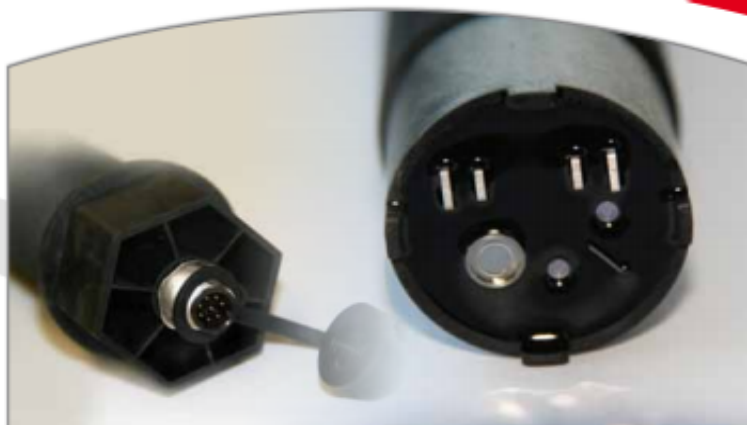
- > Contrôle en temps réel et en ligne des paramètres clés de la qualité de l'eau dans les réseaux de distribution
- > Détection après analyse de tout changement de la qualité de l'eau tel que les fuites, la corrosion des tuyaux et les effets d'encrassement biologique
- > Optimisation du processus de désinfection

Avantages

- > Contrôle en temps réel du réseau d'eau
- > Identification en ligne des contaminants de l'eau
- > Contrôle efficace de la distribution d'eau

Caractéristiques principales

- > Mesure des principales espèces de désinfection
- > Aucune interférence avec les Chloramines
- > Fonctionnement sans produits chimiques
- > Entretien et calibrage annuel
- > Installation facile sur le terrain avec insertion directe dans la canalisation en charge en utilisant un collier et une vanne standard
- > Fonctionnement sur batterie
- > Transmission en temps réel des données de télémétrie à un serveur central



Description générale

La sonde KAPTA™ 3000-AC4, véritable atout pour l'instrumentation de l'eau, a été spécialement développée comme outil pour une meilleure gestion et un meilleur contrôle de la distribution de l'eau potable. La sonde mesure des paramètres clés de la qualité de l'eau grâce à des technologies innovantes pour la détection du chlore, de la conductivité, de la pression et de la température. Un capteur ampérométrique à trois électrodes est utilisé pour mesurer le chlore actif (HOCl), le capteur de pression est basé sur une puce piézorésistive en silicium et la conductivité est déterminée à l'aide d'une cellule à quatre électrodes. Ces capteurs intégrés nécessitent peu de maintenance et de recalibration et permettent le contrôle en ligne des réseaux de distribution de l'eau potable.

La sonde KAPTA™ 3000-AC4 mesure en continu et stocke les 24 dernières données selon le mode d'acquisition choisi. Un boîtier de communication (IP68) interroge la sonde et transfère les données vers un serveur central. L'ensemble des données relevées par la sonde sont alors organisées et directement exploitables dans une interface de visualisation, conviviale pour l'opérateur.

Le design de la sonde KAPTA™ 3000-AC4, son utilisation et son mode de communication ont été pensés de manière à faciliter sa mise en place et son application sur site. Cette solution innovante, moderne et fiable offre une expertise de contrôle en temps réel de la qualité de l'eau distribuée.

Les sondes nouvelle génération KAPTA™ sont les réponses proposées par ENDETEC™ de détection en ligne de contamination de l'eau. Avec une gamme complète de sondes ampérométriques, la série KAPTA™ offre des solutions uniques de détection environnementale pour la gestion de distribution de l'eau potable.

LE CONTROLE DE LA QUALITE DE L'EAU REPENSÉ !

VEOLIA
WATER
Solutions & Technologies

KAPTA 3000-AC4

SONDE MULTI-PARAMETRES EN LIGNE

Chlore, Conductivité, Pression, Température



Spécifications de la sonde

Spécifications générales	<ul style="list-style-type: none"> Détection du chlore actif (HOCl) Mesure de la conductivité, de la pression et de la température Sonde multi-paramètres sans réactifs chimiques Mesure du chlore actif réel, en ligne et sur site Sonde compacte et à basse puissance 		
Plage d'utilisation	1. Chlore HOCl (2X) <ul style="list-style-type: none"> HOCl : 0,01 mg/l – 2,0 mg/l Précision de la mesure : $\pm 0,03$ ppm ; $\pm 5\%$ Résolution en sortie de sonde : 0,01 ppm Résolution en sortie de communication : 0,01 ppm Temps de réponse : < 30 s 2. Conductivité <ul style="list-style-type: none"> Plage : 50 – 1000 μScm^{-1} Précision de la mesure : $\pm 5 \mu\text{Scm}^{-1}$; $\pm 5\%$ Résolution en sortie de sonde : 1 μScm^{-1} Résolution en sortie de communication : 5 μScm^{-1} 3. Pression <ul style="list-style-type: none"> Plage : 0 – 10 bar (145 psi) Précision de la mesure à 25°C : ± 50 mbar Précision de la mesure entre 0-40°C : ± 100 mbar Résolution en sortie de sonde : 2 mbar Résolution en sortie de communication : 50 mbar 4. Température <ul style="list-style-type: none"> Plage : 0 – 40°C Précision de la mesure : $\pm 1,2^\circ\text{C}$ Résolution en sortie de sonde : 0,2°C Résolution en sortie de communication : 0,3°C 	Plage de pH	<ul style="list-style-type: none"> 5 – 9 Un pH inférieur à 5 peut endommager la tête du capteur de façon irréversible
Alimentation électrique	3,2 - 5V DC ; Alimentation par batterie, Pack batterie de remplacement disponible	Plage de température d'utilisation	0 – 40 °C
Longueur du câble de la sonde	3 m (spécificités peuvent être satisfaites à la demande)	Pression	0-10 bar, Surpression : 30 bars (435 psi)
Poids de la sonde	410 g	Durée d'utilisation	>1 an
Dimensions de la sonde	<ul style="list-style-type: none"> La sonde a été conçue pour s'adapter directement dans une canalisation de diamètre externe D > 60 mm ou 2" avec un raccord taraudé Diamètre maximum de la canalisation : DN 300 pour tube en acier ou DN 250 pour tube en PVC/PEHD Longueur de la sonde KAPTA™ : 300 mm Diamètre du capteur de la sonde KAPTA™ 35 mm et Filetage 1"1/8 Gaz, BSP cylindrique 		
Dimensions du module de communication GSM	L= 110 x H= 240 x D=54 mm	Débit	Minimal 0,03 m/s Maximal 1,5 m/s (Testé sur 1 an)
Informations de commande	ENDETEC est une marque du groupe Veolia Water Solutions & Technologies Pathogen Detection System, Inc. Suite 4697, Biosciences Complex, 116 Barrie Street Kingston, Ontario, Canada K7L 3N6 Tél: (+1) 613 533 3321 - Fax: (+1) 613 533 3317 www.endetec.com or courriel info@endetec.com		
Informations de commande	KAPTA™ 3000-AC4 SONDE MULTI-PARAMETRES EN LIGNE DE L'EAU Chlore, Conductivité, Pression, Température		
Informations de commande	NEROXIS SA Rue Jaquet-Droz 7, CP 216, CH-2002 Neuchâtel 2, Suisse Tél: (+41) 32 720 51 51 - Fax: (+41) 32 720 57 12		
Informations de commande	Collecte des données 1. Mode d'acquisition des données Envoi des données par RS232 via le protocole MODBUS™ NORMAL: 1 mesure pondérée/heure TURBO: 1 mesure pondérée toutes les 5 minutes 2. Stockage des données 24 dernières mesures avec valeur max., moyenne et min. envoyées dans un seul SMS et la dernière mesure 3. Transmission des données GSM Requête à la sonde: 1 fois les 24 données NORMAL : Ex : 1 fois toutes les 24 heures* TURBO : Ex : 1 fois toutes les 2 heures* *(ou toutes les 15 min à 24 heures par pas de 15 min) 4. Transmission des données Radio Requête à la sonde: 6 fois la dernière mesure Transmission de 12 données (6 lues depuis la sonde toutes les t/6 plus les 6 dernières données lues) TURBO : Ex : 1 fois tous les t=30min** ** (ou toutes les t=30 min à t=6 hrs par pas de 30 min)		

Informations de commande
KAPTA™ 3000-AC4
 SONDE MULTI-PARAMETRES EN LIGNE DE L'EAU
 Chlore, Conductivité, Pression, Température



La description de ce capteur a été soigneusement contrôlée et elle est considérée précise et fiable. Cependant, NEROXIS SA ne donne le droit de valuer des changements sans préavis sur un produit et sur les spécifications des présentes. NEROXIS SA ne garantit aucune licence en ce qui concerne ses droits de brevet ou les droits de tiers et n'assume aucune responsabilité concernant l'utilisation de données dans le cadre de brevets de tiers. En outre, NEROXIS SA ne donne aucune garantie concernant le caractère approprié de ce produit à une fin quelconque, et NEROXIS SA n'assume aucune responsabilité découlant de l'application ou de l'utilisation de ce produit et circuit, et accepte en particulier toute responsabilité, notamment concernant tout dommage indirect ou dérivé. Tous les paramètres d'utilisation, y compris les paramètres "Typiques", doivent être validés pour chaque application du client par les experts techniques du client. © Veolia Water Solutions & Technologies Support / Tous droits réservés. 2014-05-02 13:07:15 " KAPTA-AC4 Fiche technique (fr-FR)